

Titre: Enlèvement des colloïdes associés aux dioxines et furanes d'un
Title: lixiviat de bassin d'entreposage de bois traité

Auteur: Sophie Lévesque
Author:

Date: 2017

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Lévesque, S. (2017). Enlèvement des colloïdes associés aux dioxines et furanes
Citation: d'un lixiviat de bassin d'entreposage de bois traité [Master's thesis, École
Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/2956/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/2956/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Yves Comeau, & Benoit Barbeau
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ENLÈVEMENT DES COLLOÏDES ASSOCIÉS AUX DIOXINES ET FURANES
D'UN LIXIVIAT DE BASSIN D'ENTREPOSAGE DE BOIS TRAITÉ

SOPHIE LÉVESQUE

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE CIVIL)

DÉCEMBRE 2017

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ENLÈVEMENT DES COLLOÏDES ASSOCIÉS AUX DIOXINES ET FURANES D'UN
LIXIVIAT DE BASSIN D'ENTREPOSAGE DE BOIS TRAITÉ

présenté par : LÉVESQUE Sophie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme DESCHÊNES Louise, Ph. D., présidente

M. COMEAU Yves, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. BARBEAU Benoit, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. PITRE Frédéric, Ph. D., membre

DÉDICACE

À ma sœur Mylène, à sa vielle âme et sa générosité.

REMERCIEMENTS

Je remercie mon professeur Yves Comeau, qui a été un mentor académique de grande qualité. Merci d'avoir cru en moi et de m'avoir donné l'opportunité de me dépasser. Je remercie mon codirecteur Benoit Barbeau, qui m'a soutenu et aidé à développer mon projet. Merci pour les discussions enrichissantes que j'ai partagées avec vous deux, sur la science comme sur la vie! Je ne remercierai jamais assez Denis Bouchard et Mélanie Bolduc de m'avoir aidé et conseillé au laboratoire, sans vous, je ne sais pas comment j'aurais fait! Vous représentez l'espoir chez les étudiants, merci pour tout!

Merci à Jacques Brisson et Emmanuelle Demers pour leur contribution à l'article, mais surtout pour avoir monté ce projet pilote si intéressant. Merci à Julie Vincent qui a su me donner le goût de la recherche et à Karine Kalache pour son excellent travail au laboratoire. Un grand merci à tous les étudiants et les anciens étudiants du LGE pour leurs conseils, leur support moral et leur amitié: Dominique, Sanaz, Jaime, Xavier, Reza, Marie, Catherine, Oscar, Patricia, Marie-Laure, Hadi, Zhanna, Marc-André, Charles et Dominic. On était une belle gang quand même! Une merci plus large à toute l'équipe de la Chaire en eau potable, nos voisins et amis. Merci à Mathieu et Kim, pour votre aide ponctuelle grandement appréciée.

Je tiens à remercier notre partenaire industriel qui nous a permis de travailler sur un sujet passionnant et pertinent avec ouverture et générosité. Merci aux gens d'Enviroservices pour leur aide au terrain. Merci aux personnes-ressources de Polytechnique et d'ailleurs pour leur expertise qui a permis de raffiner ce projet : Monica Nelea, Samir Elouatik et Gwenaël Chamoulaud.

Finalement, un merci tout particulier à ma famille et mes amis qui m'ont supporté de façon inconditionnelle pendant toutes ces années : à Keven pour ton amour et les mille repas que tu m'as préparé (!), à Ljiljana pour les histoires et les coups de pied (figuratif ☺), à Stéphanie pour le partage de tes expériences et conseils, à Fadia pour son amitié, à ma mère Hélène pour son support ma sœur Mylène pour son indéfectible écoute et sa sagesse. Je vous aime.

RÉSUMÉ

Les poteaux de bois utilisés pour le transport de lignes électriques sont traités par des produits de préservation du bois tels que l'arséniate de cuivre chromaté (ACC) et le pentachlorophénol (PCP). Les impuretés du PCP, les polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et polychlorodibenzofuranes (PCDF), aussi appelés dioxines et furanes, sont particulièrement nocifs pour la santé humaine et l'environnement. Ces produits (ACC et PCP) peuvent se solubiliser dans l'eau de ruissellement lorsque des poteaux neufs ou en fin de vie utile sont entreposés en lot à l'extérieur. Cette eau de ruissellement contient une contamination mixte (organique et inorganique) qui est traitée par une technologie de marais filtrants dans le but de répondre aux normes environnementales applicables.

Un projet de maîtrise antérieur portant sur la déchloration réductive du PCP et des PCDD/F n'a pas permis de conclure sur la capacité d'un matériau réactif présent dans un marais, la poudre de fer zéro valent, à effectuer une déchloration des PCDD/F. Toutefois, les résultats de l'expérimentation du marais pilote ont montré un enlèvement important (99,95%) des PCDD/F sans toutefois répondre au critère du MDDELCC de 0,0031 pg TEQ/L pour la protection de la faune aviaire (Ministère du Développement Durable, 2013). Ce mémoire de maîtrise vise à déterminer si l'ajout d'une section supplémentaire au marais permettrait d'augmenter les performances d'enlèvement des PCDD/F jusqu'à atteindre le critère souhaité. Les travaux effectués portent sur les mécanismes d'enlèvement des PCDD/F, les vecteurs probables de transport des contaminants dans le marais filtrant, soit les particules colloïdales, les matériaux susceptibles d'améliorer le traitement actuel et leurs performances.

Pour ce faire, une analyse des performances de traitement du marais de 2012 à 2015 a été effectuée, de même que des analyses en laboratoire ciblant les colloïdes dans l'eau du marais. Par la suite, des matériaux ont été sélectionnés selon leurs caractéristiques déterminées en laboratoire avant d'être mis en contact avec l'effluent du marais pour déterminer leur performance d'enlèvement des colloïdes et des PCDD/F.

Les résultats de quatre années de suivi environnemental ont montré que le profil des congénères des PCDD/F est constant d'une section à l'autre du marais et que les médias filtrants présentent une contamination proportionnelle à la contamination de l'eau qu'ils traitent. Ces indices proposent que l'adsorption aux médias filtrants serait le principal mécanisme d'enlèvement des PCDD/F dans le marais.

Une caractérisation des fractions (soluble, colloïdale et solide) de l'eau des sections du marais a montré un relargage de colloïdes à la dernière section du marais, soupçonnés d'être associés à la contamination résiduelle en PCDD/F. La tourbe blonde de cette section semble relarguer des colloïdes organiques et des composés solubles, tels que des substances humiques et du manganèse. L'effluent du marais a donc été concentré en laboratoire par ultrafiltration membranaire en flux croisé (*cross-flow ultrafiltration*; CFUF), afin de séparer les phases soluble et colloïdale. L'expérimentation a montré une répartition quasi égale entre la phase colloïdale et la phase soluble des dioxines octachlorées (OCDD), dont le bilan de masse a fermé à 106%.

Trois matériaux granulaires, l'alumine activée, l'ilménite et un microsable traité à l'aluminium, ont été choisis pour leurs propriétés filtrantes et sorbantes, et ont été caractérisés avant de les utiliser pour un essai en colonne comportant aussi une colonne témoin vide recevant le même affluent que les autres colonnes. L'effluent du marais a été utilisé pour alimenter les colonnes pendant 50 jours en mode saturé. Les résultats montrent que l'alumine activée est le matériau le plus performant pour l'enlèvement de la phase soluble, alors que le sable chargé s'est avéré plus performant pour l'enlèvement de la phase colloïdale.

Après les 20 premiers jours d'expérimentation, dans des conditions d'adsorption favorables, les trois matériaux ont montré un enlèvement essentiellement complet des PCDD/F dans l'eau de l'effluent du marais filtrant (non-détectés). Après 50 jours de traitement, dans des conditions défavorables, l'alumine activée et le sable ont montré des performances d'enlèvement des PCDD/F similaires (8% et 16%), alors que l'ilménite et le témoin ont montré un relargage de contaminants et de matières en suspension.

Les travaux réalisés ont aussi mis en lumière que les limites de détection des congénères de PCDD/F multipliés par leur facteur de toxicité ne permettent pas d'atteindre le critère de 0,0031 pg TEQ/L. Ce critère fut initialement élaboré par la U.S. EPA en incluant aussi un facteur de bioaccumulation. Selon la réglementation québécoise, seul le facteur de toxicité équivalente doit être pris en compte et un minimum de 0,52 pg TEQ/L peut être atteint avec les instruments d'analyse actuels, soit 170 fois le critère du MDDELCC. De plus, des mesures ponctuelles sur l'eau de pluie recueillie au site ont montré de faibles concentrations de PCDD/F (0,0094 pg TEQ/L), soit des concentrations inférieures à l'effluent du marais en moyenne (0,056 pg TEQ/L), mais supérieures au critère du MDDELCC (0,0031 pg TEQ/L).

À des concentrations traces (0,056 pg TEQ/L en moyenne sur quatre ans) il semblerait que la matière organique en phases soluble et en phase colloïdale jouent des rôles équivalents dans le transport des PCDD/F, qui sont pourtant considérés insolubles. Il est toutefois probable que la matière organique dissoute augmente la solubilité des PCDD/F. L'ajout d'une section de marais contenant l'un de ces trois matériaux à la suite du marais actuel n'est donc pas recommandée, puisque les matériaux testés ne permettraient l'enlèvement partiel des PCDD/F ou un bon enlèvement que dans des conditions favorables.

Pour ces raisons, l'alternative « zéro rejet » devient intéressante pour la gestion du lixiviat de poteaux de bois. La quantité de liquide que peut évapotranspirer le marais Polytechnique est estimée à 31 m³/an ou 772 mm/an pour la période de fonctionnement du marais, soit d'avril à octobre, si le marais n'accumule pas d'eau pendant l'hiver. Le marais Polytechnique à lui seul ne peut donc pas gérer tout le lixiviat, mais le marais de saules qui se trouve en aval possède une capacité d'évapotranspiration supérieure qu'il serait intéressant de quantifier. De plus, des éléments de gestion du lixiviat, comme des bassins de rétention souterrains, une recirculation du lixiviat et un marais de saules conçu pour l'évapotranspiration sont des alternatives intéressantes pour atteindre l'objectif « zéro rejet » qui permettrait, par ailleurs, de limiter le nombre d'analyses en laboratoire générant des rejets d'étalon en PCDD/F dans le but ultime de limiter les rejets en PCDD/F dans l'environnement.

ABSTRACT

Wood poles used for power lines are treated with wood preservatives such as chromated copper arsenate (ACC) and pentachlorophenol (PCP). PCP impurities, polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorodibenzo furans (PCDFs), also known as dioxins and furans, are particularly harmful to human health and environment. These products (CCA and PCP) can dissolve in runoff water when new or end of life poles are stored outside. This leachate contains mixed contamination (organic and inorganic) that is treated by a wetland system to meet applicable environmental standards.

A previous master project on the reductive dechlorination of PCP and PCDD/Fs showed that the reactive material found in the wetland, zero valent iron powder could not dechlorinate PCDD/Fs. However, results from the pilot experiment showed extensive PCDD/F removal (99.95%) but did not meet the MDDELCC criterion of 0.0031 pg TEQ/L for the protection of avian wildlife (Ministère du Développement Durable, 2013). This master thesis aims to determine whether adding an additional section to the wetland would increase the PCDD/F removal efficiency to meet the desired criterion. Hence, this work studies PCDD/F removal mechanisms, colloidal particles (likely vectors of contaminant transport in the wetland) and various medias likely to improve current treatment and their performance to do so.

An analysis of the wetland's treatment efficiency from 2012 to 2015 was carried out, as well as laboratory analyses targeting colloids in the wetland water. Subsequently, medias were selected based on their laboratory-determined characteristics prior to putting them in contact with the pre-treated effluent, to determine their colloid and PCDD/F removal efficiency.

The results of four years of environmental monitoring have shown that the profile of PCDD/Fs congeners is constant across sections of the wetland and that the media is contaminated proportionally to the contamination of the water treated. These observations suggest that adsorption to the medias is the main mechanism for PCDD/Fs removal in the wetland.

Characterization of the soluble, colloidal and solid fractions of the water in the sections of the wetland showed a release of colloids in the last section, suspected of being associated with residual PCDD/Fs contamination. The blond peat of this section appears to release organic colloids and soluble compounds, such as humic substances and manganese. The effluent of the wetland was concentrated in laboratory by membrane ultrafiltration in cross-flow mode (CFUF), in order to

separate the soluble and colloidal phases. The experiment showed an almost equal distribution between the colloidal phase and the soluble phase of the octachlorated dioxins (OCDD), with a mass balance of 106%.

Three granular materials, activated alumina, ilmenite and an aluminum-treated micro-sand were chosen for their filtering and sorbing properties and were characterized before they were used for a column experiment as well as a control column (no detection). The wetland effluent was used to feed the columns for 50 days in saturated mode. The results show that activated alumina was the most efficient material for the removal of the soluble phase, whereas the sand be more efficient for removing the colloidal phase.

After the first 20 days of experimentation, under favorable adsorption conditions, the three materials showed, essentially, complete removal of PCDD/F in water from the effluent of the wetland. After 50 days of experiment, under unfavorable conditions, activated alumina and sand showed similar PCDD/Fs removal performance (8% and 16%), while the ilmenite and control column showed a release of contaminants and suspended solids.

Results also revealed that the detection limits of the PCDD/Fs congeners multiplied by their toxicity factor did not reach the criterion of 0.0031 pg TEQ/L. This criterion was initially developed by the U.S. EPA, considering a bioaccumulation factor. According to the Quebec regulations, only the equivalent toxicity factor must be considered and a minimum of 0.52 pg TEQ/L can be achieved with currently existing analytical instruments, which is 170 times higher than the MDDELCC criterion. Additionally, measurements of rainfall collected at the site showed low concentrations of PCDD/F (0.0094 pg TEQ/L), which are lower than the average wetland effluent (0.056 pg TEQ/L), but higher than the 0.0031 pg TEQ/L criterion.

At trace concentration (mean of 0,056 pg TEQ/L over four years), organic matter in soluble and colloidal phases seem to play equivalent roles in the transport of PCDD/Fs, despite being considered “insoluble”. It is likely that dissolved organic matter increases the solubility of PCDD/Fs. The addition of a section of wetland containing one of these three materials at the end of the current wetland is therefore not recommended, since the materials tested would only allow a portion of the PCDD/Fs to be removed or good removal only under favorable conditions.

For these reasons, a "zero discharge" alternative becomes interesting for the management of the wood poles leachate. The amount of liquid that can be evapotranspired from the wetland is

estimated at 31 m³/year (772 mm/d) for the operation period, from April to October if the wetland does not accumulate water during the winter. Polytechnique's wetland alone cannot manage all the leachate, but the willow filter that is located downstream has a higher evapotranspiration capacity that should be quantified. In addition, leachate management elements, such as underground retention basins, recirculation of leachate and a willow filter designed for evapotranspiration are interesting alternatives to achieving the "zero discharge" objective, which would also limit the number of laboratory analyzes generating PCDD/Fs standard releases with the ultimate objective of limiting discharge of PCDD/Fs into the environment.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES.....	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXII
LISTE DES ANNEXES	XXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectifs de recherche	2
1.3 Organisation du mémoire	2
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	4
2.1 Produits de préservation du bois	4
2.1.1 Arséniate de cuivre chromaté (ACC)	4
2.1.2 Pentachlorophénol (PCP)	5
2.2 Polychlorodibenzo-para-dioxines et polychlorodibenzofurane	6
2.2.1 Molécule et propriétés	6
2.2.2 Toxicité.....	7
2.2.3 Sources de contamination.....	10
2.3 Normes environnementales	10
2.3.1 Eaux de surface	10

2.3.2	Sols	13
2.4	Marais filtrants	13
2.4.1	Hydraulique des marais	15
2.4.2	Fonctionnement d'un marais	15
2.4.3	Performances des marais	16
2.5	Filtration membranaire	18
2.6	Filtration granulaire	19
2.6.1	Filtre chargé positivement	20
2.6.2	Médias filtrants	21
CHAPITRE 3	MATÉRIEL ET MÉTHODES	24
3.1	Expérimentation pilote	24
3.1.1	Survol du site expérimental pilote	24
3.1.2	Caractérisation de l'affluent	27
3.1.3	Composition du marais filtrant Polytechnique	29
3.1.4	Suivis environnementaux	30
3.1.5	Hydraulique du marais	32
3.2	Caractérisation des colloïdes	36
3.3	Expérimentation en laboratoire	39
3.3.1	Filtration membranaire	39
3.3.2	Filtration granulaire en colonnes	43
CHAPITRE 4	ARTICLE 1: TREATMENT OF A MIXED WOOD PRESERVATIVE LEACHATE BY A HYBRID CONSTRUCTED WETLAND AND A WILLOW PLANTED FILTER	50
4.1	Abstract	51
4.2	Introduction	52

4.3	Methodology	52
4.4	Results & Discussion	55
4.4.1	Operating conditions	55
4.4.2	Metals and Metalloids	56
4.4.3	Organic contaminants.....	59
4.4.4	Full-scale implementation	62
4.5	Conclusion.....	62
CHAPITRE 5 RÉSULTATS ET DISCUSSION GÉNÉRALE		65
5.1	Résultats complémentaires du marais pilote	65
5.1.1	Limites de détection	65
5.1.2	Hydraulique du marais en 2015	67
5.1.3	Qualité de l'eau de pluie.....	71
5.1.4	Caractérisation supplémentaire	73
5.1.5	Caractérisation des substrats	82
5.1.6	Synthèse des résultats du système pilote.....	83
5.2	Expérimentations en laboratoire.....	86
5.2.1	Fractionnement par filtration membranaire.....	86
5.2.2	Filtration granulaire en colonnes.....	93
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....		129
RÉFÉRENCES		132
ANNEXES		140

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Composantes du Dowicide 7, adapté et traduit de Murphy (1978)	6
Tableau 2-2 : Dénombrement des congénères des PCDD et PCDF par isomère*	8
Tableau 2-3 : Facteurs d'équivalence de la toxicité (FET) pour les dioxines et furanes chlorés selon l'Organisation mondiale de la santé (2006)	9
Tableau 2-4 : Concentrations limites pour le rejet dans un cours d'eau douce des contaminants ciblés selon différentes législations	12
Tableau 2-5 : Concentrations limites de contamination des sols (médias filtrants) pour les contaminants ciblés	13
Tableau 2-6 : Exemples de performances d'enlèvement des contaminants visés par marais filtrant	17
Tableau 2-7 : Applications de filtres chargés positivement pour l'enlèvement de composés chargés négativement dans des études précédentes.....	21
Tableau 3-1 : Dates des suivis environnementaux pour les années 2012 à 2014.....	31
Tableau 3-2 : Date d'échantillonnage des marais en fonction du TRH pour trois suivis en 2015.....	31
Tableau 3-3 : Cycles d'alimentation du marais Polytechnique de 2012 à 2015	33
Tableau 3-4 : Détails des méthodes et de l'instrumentation utilisées pour les analyses de caractérisation des colloïdes	37
Tableau 3-5 : Programme analytique pour la caractérisation des colloïdes effectuée en été 2014	39
Tableau 3-6 : Paramètres d'opération de la cellule d'ultrafiltration membranaire (CFUF).....	41
Tableau 3-7: Programme analytique de l'expérimentation CFUF	42
Tableau 3-8 : Plan expérimental pour l'essai en colonnes.....	46
Tableau 5-1 : Limite de détection rapportée (LDR) minimum et minimum-moyenne pour 17 congénères de PCDD/F pondérés par leur facteur de toxicité (TEF).....	66
Tableau 5-2 : Bilan hydrologique mensuel du marais filtrant Polytechnique pour la saison 2015	70
Tableau 5-3 : Résultat des blancs et de l'eau de pluie récupérée sur le site du marais pilote ...	72

Tableau 5-4 : Résultats moyens de la matière volatile, inorganique et totale en suspension et de la DCO particulaire dans les quatre sections du marais en 2014 ¹	73
Tableau 5-5 : Volumes, résultats des concentrations de DCO, de carbone total (CT), d'OCDD et bilans de masse des échantillons d'eau brute, du perméat et de concentrat de l'expérimentation de concentration des colloïdes.....	87
Tableau 5-6 : Sommaire des résultats de la caractérisation des matériaux testés lors de l'expérimentation en colonne, incluant les étapes de formation du sable chargé, soit le sable rincé à l'eau, puis lavé à l'acide (HCl) et traité à l'aluminium. Les données théoriques sont présentées à titre comparatif.....	94
Tableau 5-7 : Photographies ESEM du microsable (A) rincé, (B) lavé et (C) traité	102
Tableau 5-8 : Conditions initiales de l'eau au moment du suivi environnemental mesurées au laboratoire Agat et mesurées au moment de l'expérimentation à Polytechnique.	104
Tableau 5-9 : Caractéristiques et paramètres d'opération des colonnes	107
Tableau 5-10 : Moyenne de l'enlèvement des composés mesurés pendant la Phase I (20 jours du 13 octobre au 2 novembre 2015).....	126
Tableau 5-11 : Moyenne de l'enlèvement des composés mesurés pendant la Phase II (25 jours 7 novembre au 2 décembre 2015)	127
 Tableau A - 1 : Facteurs d'équivalence de la toxicité (FET) pour les dioxines et furanes chlorés selon l'OTAN (1988)	 140
Tableau A - 2 : Facteur d'équivalence de la bioaccumulation, selon US EPA.....	140
 Tableau B - 1 : Données de temps de pompage	 141
 Tableau C - 1 : Données de débitmètre et de précipitation	 157

Tableau D - 1 : Résultats d'étalonnage du débitmètre à bascule le 8 octobre 2015.....	163
Tableau D - 2 : Résultats d'étalonnage du débitmètre à bascule le 21 octobre 2015.....	163
Tableau D - 3 : Résultats d'étalonnage du débitmètre à bascule le 26 novembre 2015.....	163
Tableau D - 4 : Sommaire des résultats d'étalonnage du débitmètre à bascule	164
Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinentes et corrections apportées pour l'année 2015	165
Tableau F - 1 : Programme analytique 2012 des filtres réactifs (Sanche, 2013)	176
Tableau F - 2 : Programme analytique 2013 des filtres réactifs (Vincent, 2014)	177
Tableau F - 3 : Programme analytique 2014 des filtres réactifs.....	178
Tableau F - 4 : Programme analytique des filtres réactifs année 2015	180
Tableau G - 1 : Minimum des limites de détection rapportées (LDR) par congénère pour chaque campagne d'échantillonnage.....	182
Tableau H - 1 : Calcul du critère A et dépassements par zone du marais	183
Tableau I - 1 : Concentration en aluminium dans le microsable avant (MS-HCl) et après (MS-Al) le traitement pour le calcul de la masse de l'enrobage d'aluminium	184

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Structure chimique des dibenzo-p-dioxine et dibenzofuranes et positions des atomes de chlore formant des polychlorodibenzo-para-dioxines et polychlorodibenzofuranes. Image libre de droits.....	7
Figure 3-1 : Vue aérienne de la cour à poteaux et des marais filtrants (Google Maps, 2015).....	25
Figure 3-2 : Schéma d'écoulement des marais et localisation des points d'échantillonnage. Adapté d'EnviroServices (2015b)	26
Figure 3-3 : Schéma d'écoulement du BEP et des fossés vers le point 0a. Adapté d'EnviroServices (2015b)	26
Figure 3-4 : Caractérisation en PCP et PCDD/F de l'eau brute contaminée au point 2 pour les années 2012 à 2015	28
Figure 3-5 : Concentration d'arsenic, de chrome et de cuivre du lixiviat au point 2 pour les années 2012 à 2015	29
Figure 3-6 : Coupe longitudinale et composition du marais filtrant pilote Polytechnique	30
Figure 3-7 : Carte montrant la localisation des stations météo utilisées pour la validation des données in situ de la saison 2015	34
Figure 3-8 : Schéma du montage CFUF pour la concentration des colloïdes	40
Figure 3-9 : Montage d'ultrafiltration membranaire; échantillon concentré (A), perméat (B); pompe (C); CFUF (D).	41
Figure 3-10: Montage et programme analytique de l'expérimentation en colonne	43
Figure 3-11 : Photographies du réservoir de transfert (A), des colonnes (B) et de la pompe (C) de l'expérimentation en colonne	44
Figure 3-12 : Schéma du contenu d'une colonne de filtration granulaire pour l'expérimentation en colonne	45
Figure 3-13: Montage de l'expérimentation d'extraction des PCDD/F à l'hexane	49

- Figure 4-1 : Flow diagram of the wetland system from the wood poles stockpile (P1) to the storm sewer (P14). Only one of the constructed wetlands (CW C) and the willow planted filter are reported in this paper. P1 to P14 are sampling points.53
- Figure 4-2 : Four sections of the hybrid constructed wetland (HCW) and sampling points.....54
- Figure 4-3 : Efficient removal of arsenic (A), iron (B) and manganese (C) concentrations by the first sections of the HCW and release of Fe and Mn by the peat section. The willow planted filter removes As, has no impact on Fe and releases Mn and. Note: the letters “a to f” represent statistically different concentration for a contaminant.58
- Figure 4-4 : The most efficient sections to remove OCDD are the first two sections of the HCW and the WPF because they are receiving the highest concentrations.60
- Figure 4-5 : The PCDD isomers concentration profile is the same in the leachate and the anaerobic section effluent, in the substrate of the four sections and the biomass of the constructed wetland. Note: the same profile was observed for furan isomers.61
- Figure 5-1 : Variation journalière et saisonnière du débit sortant du marais pendant trois jours du 6 au 8 juin 2015 et du 8 au 11 novembre 2015 sans précipitations et débits entrants pendant les mêmes périodes.69
- Figure 5-2 : Concentration de la DCO soluble, colloïdale et particulaire à l’affluent (P2) et aux points 7C, 7D, 7F, 7H et 7K du marais Polytechnique entre mai et novembre 2014.74
- Figure 5-3 : Matrice d’excitation-émission : a) eau brute filtrée; b) eau brute floclée filtrée; c) point 7D filtré; d) point 7D floclé filtré; e) point 7F filtré; f) point 7F floclé filtré; g) point 7H filtré; h) point 7H floclé filtré; i) point 7K filtré; j) point 7K floclé filtré.....76
- Figure 5-4 : Correspondance des pics d’intensités de fluorescence de a) l’eau brute et b) du produit de la macération de sciures de bois (10 g/L) filtrée sur 1,2 µm sur la figure de régionalisation des familles de spectres de fluorescence (Jimenez et al., 2014)77
- Figure 5-5 : Spectre de fluorescence des échantillons floclés-filtrés du suivi #3 en 2014 prélevés aux points a) P2 (Eau brute),b) 7D (Zone anaérobie) et c) 7F (Zone aérobie).78

Figure 5-6 : a) Spectre de fluorescence d'un échantillon du point 7K filtré et b) spectre de fluorescence d'acide humique (Aldrich©) standardisé solubilisé à 50 mg/L et filtré sur 1,2 μm .	79
Figure 5-7 : Matrice d'excitation-émission obtenue sur l'échantillon 7K de la deuxième campagne d'échantillonnage de 2014 et le lixiviat de tourbe brune filtrée à 1,2 μm	80
Figure 5-8 : Courbe d'étalonnage de la DCO et de l'intensité de fluorescence associée aux acides humiques standardisés (Suwannee River Humic Acids - Aldrich©) Y2 : DCO filtrée eq : = $0,949 \times - 2,8$.	81
Figure 5-9 : Concentration de chaque isomère de PCDD/F des substrats des quatre zones (anaérobie, aérobie, scorie et tourbe) du marais Polytechnique.	82
Figure 5-10 : Fractionnement massique de la DCO soluble, colloïdale et particulaire de l'eau brute, du perméat et du concentrat de l'expérimentation d'ultrafiltration.	90
Figure 5-11 : Répartition de la DCO soluble, de la DCO colloïdale, de la DCO particulaire et des OCDD dans le perméat et le concentrat de l'expérimentation d'ultrafiltration.	90
Figure 5-12 : Résultats de l'expérimentation de détermination du point de charge nulle par titrage massique de l'alumine activé et de l'ilménite	96
Figure 5-13 : Spectre de transmittance FTIR a) du microsable lavé avant traitement à l'aluminium et b) de sable, issu de la base de données de matériel de conservation de la Chaire en chimie analytique de l'Institut de chimie de l'Université de Tartu, Estonie (Vahur et al., 2016)	98
Figure 5-14 : Spectre de transmittance FTIR a) du précipité d'aluminium produit en laboratoire (Polytechnique Montréal) et b) d'oxyde d'aluminium, issu de la base de données de matériel de conservation de la Chaire en chimie analytique de l'Institut de chimie de l'Université de Tartu, Estonie (Vahur et al., 2016).	99
Figure 5-15 : a) Courbe FTIR du sable lavé, du précipité d'aluminium seul et du sable traité et b) Figure issue de « Effect of Al_2O_3 -coated SiO_2 on properties of Al_2O_3 -coated SiO_2 /PI composite films » (Liu et al., 2014) représentant la détection d'oxyde d'aluminium sur du sable par FTIR.	100

Figure 5-16 : Photographies EDX magnitude 60x ; microsable traité; Cuvée #6 (1,73% Al) ; Résultats de quantification ciblés d'aluminium (% massique)	103
Figure 5-17 : Potentiel hydrogène (pH) à la sortie des quatre colonnes	109
Figure 5-18 : Turbidité de l'eau brute et de l'effluent des quatre colonnes en fonction du volume filtré.	111
Figure 5-19 : Turbidité de l'eau brute et le l'effluent de la colonne d'ilménite tout au long de l'expérimentation	111
Figure 5-20 : Demande chimique en oxygène totale de l'eau brute et de l'effluent des quatre colonnes en fonction du volume filtré.....	112
Figure 5-21 : Demande chimique en oxygène de la fraction colloïdale (DCO _{coll}) de l'eau brute et de la sortie des quatre colonnes de filtration.	114
Figure 5-22 : Carbone total, organique (COT) et inorganique (CIT) à l'entrée et à la sortie des colonnes (A) d'alumine activée, (B) d'ilménite, (C) de sable chargé positivement et (D) témoin en fonction du volume filtré.....	116
Figure 5-23 : Carbone total de l'eau brute et de l'effluent des colonnes d'alumine activée, d'ilménite, de sable chargé et du témoin en fonction du volume filtré.....	118
Figure 5-24 : Concentration d'aluminium (mg/L) à la sortie des quatre colonnes en fonction du volume filtré.	119
Figure 5-25 : Relargage d'aluminium, de carbone inorganique et de DCO totale à la sortie de la colonne d'alumine activée en début d'expérimentation.....	119
Figure 5-26 : Concentration d'aluminium, de carbone total, de DCO totale et pH à l'effluent de la colonne de sable en fonction du volume filtré	120
Figure 5-27 : Concentrations et limites de détection en OCDD et en Hepta CDD à l'affluent et à l'effluent des quatre colonnes à la fin de la première phase (échantillon ponctuel).	122
Figure 5-28 : Concentrations et limites de détection en Octa CDD et en Hepta CDD à l'affluent et à l'effluent des quatre colonnes lors de la deuxième phase (échantillon composite).	123

Figure 5-29 : Masse de PCDD retrouvée dans les échantillons d'hexane servant à quantifier le biais dû au laboratoire (témoin) et au matériel de l'essai (colonne).....	124
Figure J - 1 : Courbe granulométrique de l'alumine activée – Grade A filtration (Scuba Filtration) ¼ po.....	185
Figure J - 2 : Courbe granulométrique de l'ilménite.....	185
Figure J - 3 : (A) Courbe granulométrique du microsable Actiflo® calculé à partir de (B) la granulométrie effectuée au laboratoire MBI en 2013, graphique obtenu avec la permission de Mathieu Lapointe.	186

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACC :	Arséniate de cuivre chromaté
ACC-PA :	Arséniate de cuivre chromaté avec polymère ajouté
AN :	Anaérobie
BEP :	Bassin d'entreposage de poteaux
BET :	Brunauer–Emmett–Teller (théorie de)
CEAEQ :	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CFUF :	<i>Cross-flow ultrafiltration</i> (ultrafiltration en flux croisé)
CMM :	Communauté métropolitaine de Montréal
ESEM :	<i>Environmental scanning electron microscopy</i> (microscopie environnementale électronique à balayage)
ET _{moy} :	Évapotranspiration moyenne (mm/d)
FET :	Facteur d'équivalent toxique
FTIR:	<i>Fourier transforms infrared spectroscopy</i> (spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier)
FZV :	Fer zéro valent (<i>ZVI : zero valent iron</i>)
ICP-MS :	<i>Inductively coupled plasma mass spectrometry</i> (spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif)
IRBV :	Institut de recherche en biologie végétale
LCM :	Laboratoire de caractérisation des matériaux
LDR :	Limite de détection rapportée
MDDELCC :	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques
M(V/D)ES :	Matières (volatiles / inorganiques) en suspension
M.O. :	Matière organique
OCDD :	Octachlorodibenzo-p-dioxine
OX :	Oxygéné (ou aérobie)
OMS :	Organisation mondiale de la santé
OTAN :	Organisation du traité de l'Atlantique Nord
PAAu :	<i>Phragmites australis australis</i>
PAAm :	<i>Phragmites australis americanus</i>
PA :	<i>Phalaris arundinacea</i>
PAN	Polyacrylonitrile

TA :	<i>Typha angustifolia</i>
TEQ :	Toxicité équivalente
TRH(v) :	Temps de rétention hydraulique (des vides)
PCN :	Point de charge nulle
PCP :	Pentachlorophénol
PCDD/F :	Polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzo-furanes
PET :	Pierre-Elliot Trudeau
PTFE	Polytétrafluoroéthylène
PZC :	<i>Point of zero charge</i>
RESC :	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
U.S. EPA :	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Facteurs d'équivalent toxique	140
Annexe B – Données de temps de pompage	141
Annexe C – Données de débitmètre	157
Annexe D – Données d'étalonnage du débitmètre	163
Annexe E – Données météo traitées – Saison 2015	165
Annexe F – Programmes analytiques	176
Annexe G – Limite de détection minimum	182
Annexe H – Calcul du critère A	183
Annexe I – Résultats d'analyse en aluminium – Sable	184
Annexe J – Caractérisation des matériaux de filtration	185

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Les poteaux de bois utilisés pour le transport de lignes électriques aériennes subissent tous un traitement chimique, dans le but de prolonger leur durée de service. De nos jours, au Québec, les deux produits les plus utilisés dans cette industrie sont : le pentachlorophénol (PCP) et l'arséniate de cuivre chromaté avec polymère ajouté (ACC-PA). Les poteaux de bois récemment traités, ou encore ceux en fin de vie utile, doivent être entreposés temporairement à l'extérieur sur des cadres pouvant contenir plusieurs dizaines de poteaux. Les précipitations entrant en contact avec ces piles de poteaux produisent un lixiviat contaminé par les produits de préservation du bois qui doit être recueilli et traité avant d'être rejeté à l'environnement. Le principal défi dans le traitement d'un tel lixiviat est l'enlèvement des dioxines et furanes (PCDD/F), une impureté du PCP, dont la toxicité est telle que même des quantités traces peuvent avoir un effet sur la faune, dû à son caractère bioaccumulable. Bien que les PCDD/F soient omniprésents dans l'environnement, le critère très strict de 0,0031 pg TEQ/L est utilisé pour la protection de la faune piscivore. Le lixiviat possède une contamination variable de 105 pg TEQ/L en moyenne de 2012 à 2015 inclusivement.

Dans l'étude de cas qui suit, ce lixiviat est traité par une technologie de marais filtrant (« *constructed wetland* » en anglais), inspiré des marais naturels, dont les capacités traitantes sont reconnues. Cette technologie est un filtre sous-terrain contenant divers matériaux choisis pour traiter ce lixiviat en particulier.

Ce projet fait suite à celui de maîtrise de Sarah Sanche ayant travaillé sur le même marais de dimension pilote, mais étudiant la capacité du fer zéro valent, un matériau réactif présent dans le marais, à dégrader les dioxines et furanes. Dans sa première année d'opération, en 2012, le marais filtrant Polytechnique montrait déjà une bonne efficacité, mais trop peu de données étaient disponibles pour déterminer les mécanismes physiques, chimiques et biologiques ayant cours dans le marais. En 2014, on constate que malgré ses bonnes performances d'enlèvement, le marais rejette toujours de faibles quantités de contaminants, mais les raisons restent inconnues. Le présent projet de recherche s'est donc appuyé sur les résultats de deux années de traitement du lixiviat par marais filtrant et sur les conclusions d'autres chercheurs ayant analysé le lixiviat présent en 2013 (résultats non-présentés). Les principaux vecteurs de transport des contaminants sont soupçonnés

être les particules colloïdales trouvées dans le lixiviat. Les colloïdes sont de très petites particules solides se comportant comme un liquide dû à leur charge et leur taille.

L'ajout d'une section traitant les colloïdes dans le marais filtrant s'avère être une option prometteuse pour atteindre le critère de rejet du MDDELCC. Pour ce faire, les performances du marais sur quatre années de suivi (2012-2015), les mécanismes d'enlèvement des PCDD/F et le fractionnement des phases (particulaire, colloïdale et soluble) du lixiviat traité seront étudiés. Des matériaux filtrants et adsorbants sont ensuite caractérisés et testés en laboratoire pour déterminer leur capacité à retenir les colloïdes et les dioxines et furanes.

1.2 Objectifs de recherche

L'objectif général de cette étude est d'identifier un ou plusieurs matériaux capables de retenir les colloïdes et les PCDD/F dans l'eau prétraitée par le marais filtrant Polytechnique, afin d'atteindre le critère de 0,0031 pg TEQ/L en PCDD/F et d'intégrer ce matériau à la conception du marais.

Pour y parvenir, les objectifs spécifiques suivants ont été étudiés :

1. Identifier les mécanismes d'enlèvement et de relargage des contaminants dans le marais;
2. Associer les PCDD\F aux fractions solide, colloïdale et soluble du lixiviat traité par le marais filtrant en séparant celles-ci avant de les caractériser;
3. Identifier les matériaux filtrants les plus prometteurs pour la rétention des colloïdes dans un marais filtrant par caractérisation;
4. Évaluer la capacité de traitement des colloïdes et des PCDD/F du lixiviat prétraité pour les matériaux filtrants sélectionnés par essais en colonnes.

1.3 Organisation du mémoire

La mise en contexte et les objectifs de recherche ont été discutés au Chapitre 1. Une revue de la littérature et des concepts utiles à la compréhension du mémoire sont élaborés au Chapitre 2, suivis d'une description de la méthodologie utilisée ainsi que des méthodes de calcul au Chapitre 3. Les résultats et la discussion en lien avec le marais pilote sont présentés par article au Chapitre 4. Le Chapitre 5 présente ensuite les résultats et la discussion associés aux résultats complémentaires du

marais pilote et aux résultats des expérimentations en laboratoire, suivies des principales conclusions et des recommandations.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente les éléments théoriques essentiels à la compréhension du travail effectué. Dans un premier temps, les notions en lien avec les produits de préservation du bois, les contaminants visés et leur cadre législatif seront abordées. Ensuite, la technologie de marais filtrants sera décrite, ainsi que son fonctionnement. Finalement, les principes de la filtration membranaire et granulaire utilisés en laboratoire seront résumés et les matériaux étudiés seront décrits.

2.1 Produits de préservation du bois

Le bois est un matériau qui a joué et qui joue toujours un rôle important dans l'industrialisation du Canada, notamment pour la construction des bâtiments, des chemins de fer et des lignes de transmission d'électricité. La longévité des infrastructures en bois est attribuable au traitement contre les insectes et les moisissures que prodiguent les préservatifs qu'on lui applique. Dès le début du XX^e siècle, le Canada importe et produit du bois traité, d'abord à la créosote, puis au pentachlorophénol (PCP), à l'arséniate de cuivre chromaté (ACC) et d'autres produits ignifuges. (Sudell, 1992)

Le processus de traitement du bois a un grand rôle à jouer dans la toxicité du produit, puisque c'est à haute pression ou à haute température que les impuretés du PCP se forment, notamment les dioxines et furanes (Sudell, 1992). En 2011, on dénombre 55 installations de préservation du bois au Canada, dont 11 au Québec, et 23 d'entre elles utilisent plus d'un produit de préservation. On en retrouve 30 utilisant l'ACC, 33 utilisant du CAQ (cuivre alcalin quaternaire ou du CA-B (azole cuivre de type B) destiné aux usages domestiques et 10 utilisant de la créosote ou du PCP (Gouvernement du Canada, 2013). En plus des installations de traitement du bois, les sites d'entreposage ou d'élimination du bois sont aussi susceptibles de rejeter des contaminants dans l'environnement.

2.1.1 Arséniate de cuivre chromaté (ACC)

L'ACC est apparu au Canada vers les années 1970 dans le but de remplacer le PCP pour certaines applications, notamment les poteaux de bois des services publics. L'arsenic sert d'insecticide, le cuivre de fongicide alors que le chrome sert de liant entre le bois et les métaux (Coles et al., 2014).

L'ACC fut retiré du marché résidentiel en 2003 en raison de ses potentiels effets sur la santé humaine.

Les trois métaux de l'ACC sont plus ou moins solubles dans l'eau selon les complexes qu'ils forment avec d'autres métaux. Ces complexes et le degré de valence de l'arsenic (As^{5+} , As^{3+}) et du chrome (Cr^3 , Cr^{6+}) modifie grandement leur potentiel toxique (B. La Rocca, 2010; M. Bisson et al., 2005).

Via l'air, l'eau ou les aliments, les humains peuvent ingérer les métaux de l'ACC. Les limites d'exposition de courte durée selon Environnement Canada sont de 0,042 mg As/d, 2,47 mg Cu/d et 0,06 mg Cr/d. Les symptômes d'une intoxication peuvent se traduire par des nausées, des vomissements, des lésions du foie et des reins, le coma et même la mort. Le contact direct avec une solution ou des vapeurs d'ACC peut entraîner une irritation grave de la peau, des ulcères ou des perforations de la cloison nasale. L'arsenic et le chrome sont aussi des cancérrogènes potentiels (Gouvernement du Canada, 2014a).

2.1.2 Pentachlorophénol (PCP)

Le pentachlorophénol est une molécule anthropique créée dans les années 1930 et commercialisée sous plusieurs marques, notamment Santophen (Mosanto) et Dowicide (Dow). Ils sont utilisés comme agents de blanchiment dans l'industrie des pâtes et papiers, comme herbicides en agriculture et comme fongicides et insecticides dans l'industrie du bois traité. Ces produits possèdent alors une pureté d'environ 86% de PCP. (Kamrin, 1997) Les autres composantes sont des phénols plus faiblement chlorés, des phénoxyphénols et des polychlorodibenzo-p-dioxines et des polychlorodibenzofuranes (PCDD et PCDF). (Murphy, 1978)

Le tableau suivant, tiré du « rapport du groupe d'étude ad hoc sur les contaminants du pentachlorophénol » montre les composantes du Dowicide 7. Les capacités technologiques du moment permettent d'identifier les composantes principales des produits de préservation du bois au PCP, mais pas d'identifier le 2, 3, 7, 8 – TCDD connu pour sa toxicité, ni de juger avec confiance de la toxicité réelle des congénères possédant 6 à 8 chlores. (Murphy, 1978)

Tableau 2-1 : Composantes du Dowicide 7, adapté et traduit de Murphy (1978)

Composantes	Dowicide 7
Pentachlorophénol (PCP)	88.4%
Tétrachlorophénol	4.4%
Tri-chlorophénol	0.1%
Phenoxyphenol chloré	6.2%
PCDD/F (6 à 8 congénères) ¹	0.3%

¹ Seuls les PCDD/F hautement chlorés ont été identifiés, mais le rapport indique que des limitations technologiques de l'époque peuvent limiter l'identification des congénères plus faiblement chlorés.

L'exposition répétée au PCP induit des effets potentiellement nocifs sur la santé humaine, soit des ulcérations, des dommages au système immunitaire ou nerveux, la dermatite, la chloracnée, des dommages au foie et des naissances anormales. Le PCP est aussi un cancérigène possible. La dose létale en cas d'ingestion est évaluée à 1 à 3 grammes (Gouvernement du Canada, 2014b).

À partir de 1981 au Canada, on limite l'usage du PCP aux applications extérieures et industrielles (Gouvernement du Canada, 2013) et les États-Unis font de même en 1987. (Sudell, 1992) Graduellement, l'ACC remplace une partie du PCP pour le traitement des poteaux de téléphone et d'électricité, alors que le marché des traverses de chemin de fer se convertit aux solutions de créosote, ce qui fait diminuer l'utilisation du PCP. Les préservatifs à base de PCP ne sont plus produits au Canada depuis 1983. En 2013, la compagnie KMG, basée à Houston au Texas, est la seule à fabriquer du PCP en Amérique du Nord. (Gouvernement du Canada, 2013)

2.2 Polychlorodibenzo-para-dioxines et polychlorodibenzofurane

2.2.1 Molécule et propriétés

Les polychlorodibenzo-para-dioxines et polychlorodibenzofuranes (PCDD/F) sont des composés aromatiques chlorés constitués de deux anneaux benzène reliés par un (furane) ou deux (dioxine) oxygènes aux positions 5 et 10. Un à huit atomes de chlore peuvent remplacer les hydrogènes aux positions 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, tel que présentée à la Figure 2-1.

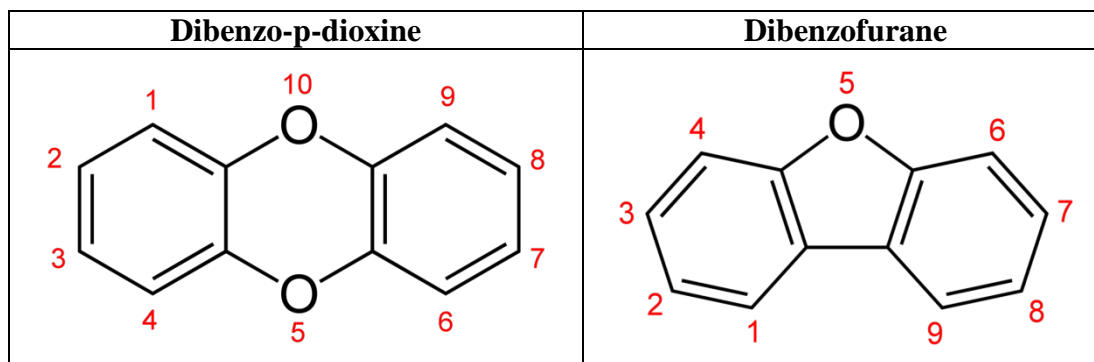


Figure 2-1 : Structure chimique des dibenzo-p-dioxine et dibenzofuranes et positions des atomes de chlore formant des polychlorodibenzo-para-dioxines et polychlorodibenzofuranes. Image libre de droits.

Des isomères, dans le cas des PCDD/F, sont des molécules possédant le même nombre de chlores (donc la même formule chimique), mais à des positions différentes. Les congénères de PCDD/F sont des molécules dont la structure de base est la même, mais possédant un nombre varié de chlores. Parmi les 75 congénères de PCDD et les 135 congénères de furanes, le 2, 3, 7, 8- TCDD est la molécule considérée la plus toxique due à sa structure planaire rigide qui lui permet d'interagir avec l'ADN via le récepteur aryl-hydrocarbure (Ah) (Gibson; et al., 1986).

Les congénères de PCDD/F possèdent une solubilité inversement proportionnelle au nombre de chlores qu'ils possèdent. L'OCDD possède la plus faible solubilité dans l'eau soit entre 74 pg/L (Alexander et al., 2000) et 400 pg /L (J. Bureau et al., 2006) ainsi que le plus grand coefficient de partage octanol eau ($\log K_{ow}$), soit entre 8,2 et 13,37 selon les sources. Ils ont donc une forte affinité pour la matière solide, plus particulièrement la matière organique et sont très peu solubles dans l'eau.

2.2.2 Toxicité

Les PCDD/F sont des impuretés du PCP qui lui confèrent son pouvoir toxique. La chloracnée est une maladie due à l'exposition aux PCDD/F et a été observée suite à des accidents en usine, notamment entre 1949 et 1976, après quoi les PCDD/F ont été réglementés et les usines démantelées. Ce sont des contaminants très persistants et bioaccumulables dans l'environnement, de sorte qu'on retrouve encore aujourd'hui de grandes quantités de PCDD/F dans les sols et l'eau due à l'absence de mesures environnementales avant les années '80.

Le gouvernement québécois utilise les FET de l'OMS, alors que le gouvernement états-unien utilise ceux de l'OTAN, puisque la réglementation fut éditée pour la dernière fois en 1995 (U.S. Government, 1995)

Équation 2-1 : Calcul de la toxicité équivalente (où x est un congénère réglementé; MDDELCC)

$$\text{Toxicité équivalente (TEQ)}_{\text{TCDD}} = \sum [\text{Concentration (pg/L)}_x \times \text{FET}_{\text{OMS},x}]$$

Le Tableau 2-2 présente une liste de tous les isomères des PCDD et PCDF et montre combien d'entre eux sont réglementés dû à leur toxicité.

Tableau 2-2 : Dénombrement des congénères des PCDD et PCDF par isomère*

Nb de chlore	PCDD	Nombre d'isomères		PCDF	Nombre d'isomères	
		Total	Réglementé		Total	Réglementé
1	Monochloro dibenzo-para dioxine	2	--	Monochloro dibenzo furane	4	--
2	Dichloro dibenzo-para dioxine	10	--	Dichloro dibenzo furane	16	--
3	Trichloro dibenzo-para dioxine	14	--	Trichloro dibenzo furane	28	--
4	Tetrachloro dibenzo-para dioxine	22	1	Tétra chloro dibenzo furane	38	1
5	Pentachloro dibenzo-para dioxine	14	1	Pentachloro dibenzo furane	28	2
6	Hexachloro dibenzo-para dioxine	10	3	Hexachloro dibenzo furane	16	4
7	Heptachloro dibenzo-para dioxine	2	1	Heptachloro dibenzo furane	4	2
8	Octachloro dibenzo-para dioxin	1	1	Octachloro dibenzo furane	1	1
Total		75	7		135	10

* Adapté de (Rajagopalan, 2004)

L'effet de ces congénères sur le récepteur Ah varie toutefois de plusieurs ordres de grandeur en fonction de leur structure et de leur nombre de chlores. Par conséquent, leur toxicité est variable et les 17 congénères identifiés se sont vu attribuer un facteur d'équivalence de la toxicité (FET; *toxicity equivalent factor* - *TEF*) par l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (Stephen H. Safe et al., 1988) présenté au Tableau A - 1, puis révisé en 2006 par l'Organisation mondiale de la

santé (OMS) qui sont présentés au Tableau 2-3 (Van den Berg et al., 2006). Ainsi, c'est la toxicité équivalente (*toxic equivalent – TEQ*; Équation 2-1) d'un média qui est considéré par les agences environnementales plutôt que leur concentration.

Le gouvernement québécois utilise les FET de l'OMS, alors que le gouvernement états-unien utilise ceux de l'OTAN, puisque la réglementation fut éditée pour la dernière fois en 1995 (U.S. Government, 1995)

Équation 2-1 : Calcul de la toxicité équivalente (où x est un congénère réglementé; MDDELCC)

$$\text{Toxicité équivalente (TEQ)}_{TCDD} = \sum [\text{Concentration (pg/L)}_x \times FET_{OMS,x}]$$

Tableau 2-3 : Facteurs d'équivalence de la toxicité (FET) pour les dioxines et furanes chlorés selon l'Organisation mondiale de la santé (2006)

Congénères PCDD	FET	Congénères PCDF	FET
2,3,7,8-TCDD	1	2,3,7,8-TétraCDF	0,1
1,2,3,7,8-PentaCDD	1	1,2,3,7,8-PentaCDF	0,03
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	0,1	2,3,4,7,8-PentaCDF	0,3
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	0,1	1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	0,1	1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0,01	1,2,3,7,8,9-HexaCDF	0,1
OctaCDD	0,0003	2,3,4,6,7,8-HexaCDF	0,1
		1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0,01
		1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	0,01
		OctaCDF	0,0003

L'agence gouvernementale américaine en environnement (US EPA) utilise en plus du FET_{OTAN} des facteurs d'équivalence de la bioaccumulation (FEB; *Bioaccumulation equivalent factor - BEF*).

Équation 2-2 : Calcul de la toxicité équivalente (US EPA)

$$\text{Toxicité équivalente (TEQ)}_{TCDD} = \sum [\text{Concentration (pg/L)}_x \times FET_{OTAN,x} \times FEB_x]$$

Comme il en sera question à la section 2.3, L'EPA et le MDDELCC utilisent tous deux le même critère pour la protection de la vie aquatique (0,0031 pg TEQ/L), mais l'équation utilisée pour calculer la toxicité équivalente est différente.

2.2.3 Sources de contamination

Historiquement, les principales sources de PCDD/F aux États-Unis étaient l'incinération de déchets domestiques et médicaux et l'industrie des pâtes et papiers. En 2000, on rapporte que l'augmentation des feux de forêt depuis 1980 et le contrôle de la pollution des industries a fait en sorte que les feux de forêt sont désormais la principale source de PCDD/F dans l'air aux États-Unis. Une seconde source importante est la combustion de déchets domestiques chez les particuliers (1 kg TEQ/an; Schaum, 20013; Alexander et al., 2000). De nombreuses autres activités humaines produisent toujours des PCDD/F soit le blanchiment des pâtes et papiers, l'utilisation de PCP pour le traitement du bois, de PCB dans les transformateurs, les émanations de cigarettes, le moteur à explosion, l'industrie métallurgique, la production d'énergie (charbon, bois, essence, etc.), les cimenteries, les raffineries de pétrole et les usines d'asphalte. (Alexander et al., 2000).

Les PCDD/F issus de l'industrie des agents de préservation du bois en activité sont loin de représenter la première source de dissémination des PCDD/F dans l'environnement. Cependant ils constituent une source anthropogène qu'il est possible de diminuer, voire supprimer. Malgré l'augmentation de l'occurrence de feux de forêts, les activités humaines et l'accumulation de PCDD/F dans l'environnement pendant la révolution industrielle dépassent largement les sources naturelles de production de dioxines et furanes (volcans, feux de forêts, etc.).

2.3 Normes environnementales

2.3.1 Eaux de surface

Plusieurs organismes appliquent des réglementations concernant le rejet des métaux, du PCP et des PCDD/F dans les eaux de surface.

Au niveau municipal, la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) applique le règlement 2008-47 sur l'assainissement des eaux qui réglemente le rejet aux égouts et aux cours d'eau des contaminants de base (pH, azote, phosphore, etc.), des contaminants inorganiques (métaux), et des contaminants organiques (PCP, composés phénoliques, etc.) (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2008).

Au niveau provincial, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques (MDDELCC) utilise les « critères pour la qualité de l'eau de surface

au Québec » et les facteurs d'équivalent toxique pour la faune terrestre piscivore (incluant les humains), soit ceux de l'OMS (2006) (Ministère du Développement Durable, 2013).

Au niveau fédéral, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) dicte des recommandations pour la qualité des eaux et la protection de la vie aquatique. Les recommandations applicables sont celles de l'eau douce et pour une exposition à long terme (Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2001).

Le gouvernement états-unien a émis des « critères nationaux pour la qualité de l'eau » en 2004 sur lesquels plusieurs critères canadiens sont basés, notamment ceux du MDDELCC (2013). Cette réglementation inclut les métaux et le PCP, mais n'émet aucune concentration limite pour les PCDD/F dans l'eau. Le critère du MDDELCC applicable aux PCDD/F provient plutôt d'une réglementation applicable à la région des Grands Lacs (U.S. Government, 1995).

Les concentrations seuils permises pour le rejet de ces contaminants dans un cours d'eau (douce) pour différents paliers de gouvernement sont résumées au Tableau 2-4.

La spéciation des métaux (notamment As^{3+} , As^{5+} , Cr^{3+} et Cr^{6+}) n'a pas été étudiée dans le cadre de ce projet de recherche, mais constituerait une avenue intéressante, puisque les marais filtrant sont le lieu de modification de l'état d'oxydation des métaux et que les normes sont plus strictes à leur égard.

Tableau 2-4 : Concentrations limites pour le rejet dans un cours d'eau douce des contaminants ciblés selon différentes législations

			CMM ¹	MDDELCC ²	CCME ³	US EPA ⁴
Métaux			Rejet dans un égout pluvial ou un cours d'eau	Protection de la vie aquatique (effet chronique)	Exposition à long terme	« Exposition continue »
	Arsenic	mg/L	<u>1,00</u>	0,15	0,005	0,15
	Chrome	mg/L	<u>1,00</u>	0,011(VI)	0,001	0,011(VI)
	Cuivre	mg/L	<u>1,00</u>	0,006 ⁵	0,002 ⁶	0,009
Phénols chlorés				Protection de la vie aquatique (effet chronique)		
	PCP	µg/L	<u>60</u>	15 ⁷	0,5	15 ⁷
Dioxines et furanes				Protection de la faune terrestre piscivore		« Guide final de la qualité de l'eau pour le système des Grands Lacs »
	2, 3, 7, 8 - TCDD	pg TEQ/L	--	<u>0,0031</u>	--	0,0031

¹ Communauté Métropolitaine de Montréal, Règlement 2008-47

² Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte aux Changements climatiques, Critère pour la qualité de l'eau de surface au Québec

³ Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), Protection de la vie aquatique ; eau douce lorsqu'applicable

⁴ *United States Environmental Protection Agency ; Freshwater, Criterion Continuous Concentration* (Eau douce, Critère pour une exposition continue).

⁵ Calculé selon une dureté de 60 mg CaCO₃/L

⁶ Pour une dureté de 0 à 60 mg CaCO₃/L

⁷ Calculé selon un pH de 7,8.

-- Pas de données

1,00 Critères applicables dans l'étude de cas actuelle

À noter que le critère du MDDELCC n'est pas une loi à proprement dit, mais plutôt une demande de conformité.

2.3.2 Sols

À la fin de la vie utile du marais filtrant, les médias devront être gérés en conformité avec la réglementation selon leur contamination. Le Guide d'intervention pour la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés pose les bases du mode de gestion à employer (Beaulieu, 2016). À noter que les critères A, B et C se comparent à la sommation des PCDD/F pondérés par les FET de l'OMS (2006), alors que le critère pour l'enfouissement (RESC) se compare à la sommation des PCDD/F pondérés par les FET de l'OTAN (1988).

Tableau 2-5 : Concentrations limites de contamination des sols (médias filtrants) pour les contaminants ciblés

		MDDELCC ¹			
		A	B	C	RESC
Arsenic	mg/kg	6	30	50	250
Chrome	mg/kg	100	250	800	4000
Cuivre	mg/kg	50	100	500	2500
Pentachlorophénol	mg/kg	0,1	0,5	5	74
2, 3, 7, 8 - TCDD	ng TEQ/kg	0,75 ²	15	750	5000**

¹ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques, Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés, Annexe 2 : Grille des critères génériques pour les sols et Annexe 4 : Substances et valeurs limites pour l'enfouissement (RESC, annexe 1)

² Critère calculé selon les limites de détection obtenues au laboratoire Agat multipliées par les FET de l'OMS (2006) (Annexe G)

³ La somme des congénères doit être pondérée avec les FET de l'OTAN (1988).

2.4 Marais filtrants

Les marais filtrants sont des technologies de traitement de l'eau inspirées des milieux naturels humides tels que les marais et les marécages, reconnus pour leurs fonctions épuratoires dans leur écosystème. Les marais filtrants (« *constructed wetland* »), ou marais traitants (« *treatment wetland* »), sont constitués de cellules étanches souterraines emplies de médias divers au travers desquels un effluent contaminé s'écoule. Les marais filtrants se trouvent nécessairement à

l'extérieur et sont habituellement plantés de macrophytes, d'arbres ou couverts de plantes aquatiques. Plusieurs configurations de marais sont possibles en fonction des contaminants à traiter. Les effluents à traiter proviennent habituellement de sources anthropiques, soit des eaux usées domestiques ou industrielles, des eaux de procédés, des eaux de ruissellement, des effluents miniers, des lixiviats de dépotoirs, etc. Ils peuvent aussi servir de bassins de rétention temporaires ou d'écosystèmes construits dans des lieux urbanisés. Les médias utilisés dans des marais filtrants sont souvent composés de gravier, de sable et de tourbe, mais peuvent aussi contenir des matériaux réactifs, notamment, des scories d'aciérie, de l'argile calcinée, des cendres de shale pétrolifère hydratées ou de la poudre de fer zéro valent (Haynes, 2015; Kaasik et al., 2008; Kadlec et al., 2009; Pedescoll et al., 2015; Wojciechowska, 2013).

Les avantages du marais filtrant comme procédé de traitement sont : son faible coût de construction et d'opération, son caractère passif (pompage seulement), sa longévité (10 à 20 ans selon la conception) et son harmonisation dans un écosystème rural ou urbain. Les désavantages du marais filtrant sont la superficie qu'il doit occuper, la maintenance qu'il peut demander (selon la conception) et surtout la variabilité des performances.

La popularité des marais filtrants est donc moindre dans un pays nordique comme le Canada, puisqu'il ne peut s'opérer en hiver à moins d'ajouter un système d'isolation. Toutefois, certains grands projets de marais filtrants ont été effectués partout au Canada, jusqu'au Nunavut (Wallace, 2009)

L'utilisation de marais filtrants pour le traitement de produits de préservation du bois spécifiquement n'a pas été trouvée dans la littérature. Toutefois, de nombreuses études portent sur les marais filtrants pour le traitement de l'eau (synthétique ou naturelle) contaminée par des métaux tels que l'arsenic, le chrome, le cuivre et d'autres métaux (Arroyo, 2013; Bragato, 2009). Une récente revue de la littérature sur le traitement des contaminants émergents par marais filtrant ne répertoriait que l'étude de Wang (2017) en mai 2017 dont seul le congénère 2,8-dichlorodibenzo-p-dioxine issu du triclosan a été étudié (Gorito, 2017). Les marais filtrants sont depuis longtemps utilisés pour le traitement des effluents d'usines de pâtes et papier. Bien que les PCDD/F soient associés à ce type d'effluent, elles sont plus souvent étudiées en groupe avec d'autres contaminants organiques chlorés (Choudhary, 2015).

2.4.1 Hydraulique des marais

Un marais filtrant est classé en fonction de son fonctionnement hydraulique. Il peut avoir un écoulement horizontal, vertical, piston, en cuvée (*fill and drain* ou *Tidal flow*), en recirculation et/ou une combinaison de ceux-ci. L'eau peut se trouver à la surface du média (*free water surface flow*) ou encore seulement dans le média (*subsurface flow*) (Kadlec & Wallace, 2009).

Le marais filtrant n'est pas un système hydraulique complètement fermé, puisqu'il interagit avec son environnement : la faune, la flore, le climat et les événements météorologiques de son milieu. La quantité d'eau qui entre dans un marais filtrant est rarement égale à la quantité qui en sort, dû à l'évaporation de l'eau, à la transpiration des plantes et aux précipitations qui entrent dans le marais. Parmi ces phénomènes, l'évapotranspiration des plantes est le plus difficile à estimer et fait l'objet de plusieurs recherches (Anda et al., 2015; Borin et al., 2011; Fermor et al., 2001).

Pour cette raison, les performances d'un marais devraient être calculées selon la charge et non selon la concentration des polluants, tel que c'est le cas pour la majorité des procédés. Pour se faire, tous des débits doivent être mesurés à l'aide d'une instrumentation adaptée (gamme des débits, matières en suspension, matériau résistant aux conditions, etc.).

2.4.2 Fonctionnement d'un marais

Les marais filtrants sont calqués sur les marais naturels pour en imiter les vertus épuratoires. Les principaux mécanismes de traitement physico-chimique et biologique ayant lieu au sein d'un marais filtrant sont complexes et font l'objet de plusieurs études.

La filtration est un phénomène majeur qui a donné son nom aux marais filtrants (*constructed wetlands*). On privilégie aujourd'hui le terme plus général « système de marais » (*wetland systems*) (International Water Association, 2016). L'adsorption est un phénomène qui survient sur presque tous les médias filtrants, mais de plus en plus de matériaux divers sont désormais utilisés spécifiquement pour favoriser l'adsorption dans les marais, tels que la tourbe, l'argile calcinée et le charbon activé.

L'utilisation de média provoquant un changement important des conditions de pH et d'oxydoréduction est aussi courante. Les scories d'aciérie et les cendres de shale bitumineux hydratées sont des résidus de l'industrie de l'acier et du pétrole qui provoque des changements de conditions propices à la précipitation du phosphore et des métaux dans l'eau (Haynes, 2015). Pour

le traitement du phosphore et de l'azote, entre autres, des ajouts de coagulants en fin de traitement sont aussi utilisés.

Les processus biologiques sont nombreux, notamment dû à la communauté bactérienne présente dans les médias du marais. Les racines des végétaux plantés ou flottants servent de support aux microorganismes, permettent l'oxygénation des sols et sécrètent des enzymes capables de dégrader certains contaminants. Les plantes sont aussi aptes à capter les contaminants via leurs racines, soit pour les stabiliser (dans un état de valence plus stable), les dégrader, les accumuler ou même les volatiliser (Demers, 2015; Kadlec & Wallace, 2009).

Certaines plantes sont reconnues pour accumuler des contaminants dans leurs tissus (accumulatrices), d'autres garderont un équilibre entre la contamination du milieu et leurs tissus (indicatrices), alors que certaines vont maintenir de faibles concentrations dans leurs tissus, indépendamment de la contamination dans leur milieu (d'exclusion). De façon générale, on remarque que les plantes sont plus susceptibles d'accumuler des contaminants au niveau de leurs racines, plutôt que dans leurs tiges ou leurs feuilles. Finalement, les plantes exposées à de hautes doses de contamination sont sujettes à présenter une faible croissance, voire à ne pas survivre au contact d'un lixiviat.

Les végétaux les plus couramment utilisés sont *Phragmites australis* et *Typha angustifolia*. À noter que *Phragmites australis australis* est désormais considérée comme espèce envahissante au Québec et qu'il ne devrait donc pas être planté volontairement (Bédard et al., 2008). Les jacinthes d'eau et les nénuphars peuvent être utilisés dans une conception à écoulement surfacique et des arbres tels que des saules sont aussi courants dans des marais sous-surfaciques.

En somme, la complémentarité des mécanismes physico-chimiques et biologiques est le secret de la performance des marais filtrants. Ceux-ci sont influencés par le climat et le milieu dans lequel ils sont construits, ce qui peut constituer un avantage et un inconvénient à la fois.

2.4.3 Performances des marais

Les performances de traitement d'un marais sont variables en fonction du substrat, du temps de rétention hydraulique, du type de macrophytes plantés, des conditions physico-chimiques, du climat, etc. Les métaux, en particulier, sont sujets à se remobiliser dans un marais si les conditions physico-chimiques ne sont pas appropriées. De même, la concentration en sous-produits de

dégradation peuvent augmenter lors de la dégradation d'un autre contaminant. Ces phénomènes peuvent alors devenir des facteurs de conception des marais filtrant, par exemple, en ajoutant une zone aérée ou en augmentant le temps de rétention hydraulique.

De façon générale, les marais filtrants bien conçus parviennent à diminuer significativement la concentration des contaminants présents. L'avancement de la recherche ne permet pas actuellement de prédire l'enlèvement d'un contaminant par marais filtrant, mais tend vers cette direction. Le Tableau 2-6 présente des exemples de performances d'enlèvement pour les contaminants visés par cette étude.

Tableau 2-6 : Exemples de performances d'enlèvement des contaminants visés par marais filtrant

Contaminant	Source	Type de marais	Enlèvement	Référence
Arsenic	Plusieurs	Plusieurs	-380% à 99%	(Kadlec & Wallace, 2009)
Chrome			67%	
Cuivre	Effluent municipal	HSSF	82%	(Vymazal, 2003)
Pentachlorophénol (PCP)	Effluent prétraité d'une usine de pâtes et papier	HSSF	87% (chlorophénols ¹)	(Choudhary, 2015)
Dioxines et furanes (PCDD/F)	Sous-produit de dégradation du triclosan d'un lixiviat de dépotoir	HSSF aéré + réservoir de sédimentation	92% en absence de triclosan -25% en présence de triclosan	(Wang, 2017)

¹ Dans cette étude, les chlorophénols incluent les chlorophénols chlorés, les chlorocatéchol et les chloroguaiacol.

La quantification des performances d'enlèvement des PCDD/F dans un effluent par marais filtrant est peu documenté dû au coût élevé des analyses et de l'avancement des techniques de détection à l'époque où ils étaient plus largement utilisés. Les PCDD/F apparaissent souvent dans des lixiviats mixtes où on retrouve également des BPC (biphényles polychlorés) et du PCP, ce dernier étant plus facile et moins coûteux à analyser.

2.5 Filtration membranaire

La filtration membranaire est un procédé de traitement des eaux généralement utilisé pour le traitement de l'eau potable. Il est aussi utilisé dans les industries alimentaires et pétrochimiques. L'eau est filtrée sous pression au travers d'une membrane dont la configuration, le matériel et la taille varient en fonction des éléments à filtrer. Les configurations peuvent être de types feuille plane (*flat sheet*), fibre creuse ou tubulaire. Le matériel composant la membrane est choisi en fonction de ses caractéristiques (hydrophile, hydrophobe, surface spécifique, résistance mécanique, compatibilité avec diverses substances, résistance aux acides et aux bases fortes, etc.). Les matériaux couramment utilisés sont le téflon (PTFE), le polyéthersulfone (PES), le polyacrylonitrile (PAN), l'acétate de cellulose, la céramique, la fibre de verre et le nylon, entre autres. On classe habituellement le type de filtration en quatre grandes catégories en fonction de la taille des pores de la membrane, soit la microfiltration (0,1 - 1,0 μm), l'ultrafiltration (0,01 - 0,1 μm), la nanofiltration (1 – 10 nm) et l'osmose inverse (< 1 nm; non-poreux). La taille des pores est souvent convertie en poids moléculaire (angström; 1 Å \approx 0,1 nm) des particules qu'ils filtrent (Yoon, 2015). À noter que le seuil de coupure effectif d'une membrane (soit filtrant 90% des particules de cette taille) peut varier en fonction de la marque, du protocole de préfiltration et du nettoyage de la membrane, et ce, pour un même matériel et pour des pores de même taille (Buessler, 1996).

La filtration membranaire peut prendre divers modes opératoires. Celui qui sera utilisé dans ce projet est un mode flux croisé, c'est-à-dire que l'alimentation se fait tangentiellement à la membrane, ce qui réduit le risque de colmatage, particulièrement lorsque l'échantillon est chargé. Le perméat représente l'eau filtrée par la membrane et est conservé séparément, alors que le rétentat, non-filtré par la membrane, retourne en tête de procédé, ce qui concentre l'échantillon.

Le facteur de concentration (*concentration factor ; c.f.*) est un paramètre qui décrit le nombre de fois qu'un volume donné a été concentré. Plusieurs équations peuvent être utilisées pour calculer le *c.f.*, mais celle qui est utilisée dans le cas particulier du flux croisé est la suivante (Buessler, 1996).

Équation 2-3 : Facteur de concentration

$$c.f. = \frac{Volume_{Concentrat} + Volume_{Perm\acute{e}at}}{Volume_{Concentrat}}$$

Plusieurs études utilisent la filtration membranaire pour caractériser les particules en fonction de leur taille et ainsi associer une molécule à une fraction de l'échantillon. Une fois séparées, les fractions sont généralement caractérisées par FT-IR, ESEM, EEM 3D, chromatographie en phase liquide couplée à un spectromètre de masse (LC-MS), entre autres (Burba et al., 1995; Maskaoui et al., 2007; Pantano et al., 2012; Yan et al., 2015).

La filtration membranaire en série a été utilisée pour déterminer la taille et les caractéristiques des substances humiques dans l'eau (Burba et al., 1995; Liu et al., 2007; Pantano et al., 2012) et pour concentrer un échantillon d'eau potable afin d'en mesurer la concentration en bactéries (Tihomirova et al., 2011); par exemple.

Enfin, la CFUF est aussi utilisée afin d'associer certains contaminants organiques émergents aux colloïdes. Une étude utilisant la CFUF effectuée dans un milieu estuaire en Chine a révélé que les contaminants organiques retrouvés pouvaient être associés jusqu'à 60% à la fraction colloïdale de l'échantillon (Yan et al., 2015).

2.6 Filtration granulaire

Un filtre granulaire est composé d'un ou plusieurs médias granuleux disposés en couches au travers duquel l'eau à traiter s'écoule. Le filtre retient les particules en suspension, mais est aussi le lieu de réactions chimiques et biologiques résultant en une amélioration de la qualité de l'eau (Haig et al., 2011). Les médias filtrants les plus couramment utilisés sont le sable de silice, l'antracite et le charbon activé granulaire.

Les recherches actuelles dans le domaine de la filtration portent en partie sur l'utilisation de nouveaux matériaux tels que les résidus des industries de l'acier, de l'aluminium ou du gaz de shale (Grace et al., 2016; Haynes, 2015; Kaasik et al., 2008) ou encore des matériaux traités (Chang et al., 2008; Wand et al., 2007). Les traitements étudiés peuvent être mécaniques (broyage), thermiques (calcination), chimiques (traitement à l'acide, enrobage d'un matériau sorbant), ou biologiques (inoculé). De façon générale, le traitement sert à améliorer les propriétés filtrantes et/ou sorbantes des matériaux dans le but de retenir différents types de contaminants (bactéries, matière organique, métaux, contaminants émergents, nanoparticules, etc.).

2.6.1 Filtre chargé positivement

Un filtre granulaire chargé positivement est un filtre constitué d'un matériau chargé (ou réactif), dont les grains en solution possèdent un potentiel zêta positif. Ces matériaux ont aussi la capacité d'influencer le pH de l'eau. Le point de charge nulle d'un matériau (PCN; *point of zero charge*; pH_{pzc}) est le pH pour lequel le potentiel zêta d'un matériau est de zéro. Ainsi, un oxyde de magnésium (MgO) dont le pH_{pzc} est de 11,5 a une charge positive lorsque plongé dans une eau dont le pH est inférieur à 11,5 et son potentiel zêta sera de plus en plus élevé lorsque le pH de l'eau sera de moins en moins élevé (Reymond et al., 1999).

Cette propriété permet au matériau d'exercer une force d'attraction électrostatique sur les éléments chargés négativement dans l'eau, tels que les bactéries à gram négatif, les anions et les particules colloïdales, habituellement chargées négativement (Arias et al., 2006). Au fur et à mesure du processus d'adsorption, les charges positives à la surface du matériau sont neutralisées par les charges négatives qui s'y lient. On observe alors une diminution graduelle du pH et une diminution des capacités d'adsorption du matériau (Liu et al., 2005; Yang et al., 2010).

Plusieurs études ont expérimenté ce phénomène par des essais en colonnes ou en cuvette, tel que présenté au Tableau 2-8. Dans ces études, l'enlèvement du composé peut être attribué aux forces électrostatiques entre le matériau filtrant et le composé, mais aussi à des liaisons chimiques avec le matériau ou encore à la filtration du composé.

Tableau 2-7 : Applications de filtres chargés positivement pour l'enlèvement de composés chargés négativement dans des études précédentes

Matériau chargé	pH _{pzc}	Composé à traiter	Performance d'enlèvement	Source
Hydroxyde de Mg/Al	-	Bactériophage MS2	4,4 log d'enlèvement	Kim (2012)
Oxyde de fer hydraté (OFH)	5	Fluorure	3.26 mg F/g OFH; ~100% d'enlèvement de 10 mg/L de F avec 10 g OFH/L	Nur et al. (2014)
Sable enrobé de fer et l'aluminium	8,0;	Phosphore	pH 7,1; Fe: 30% enlèvement; Al: 47% enlèvement	Arias et al. (2006)
Sable enrobé de fer	7,5	Colloïdes artificiels (Microsphères de latex)	92% d'enlèvement sans acide humique ajouté	(Truesdail, S. et al., 1998); Yang et al. (2010)

2.6.2 Médias filtrants

Alumine activée

L'alumine activée est un média constitué d'oxyde d'aluminium (Al_2O_3) obtenu par des séquences de calcination et de réhydratation d'hydroxyde d'aluminium à partir de gibbsite (Kawazu, 2005). L'alumine, reconnue pour sa grande surface spécifique ($\approx 300 \text{ m}^2/\text{g}$) et ses capacités d'adsorption, est couramment utilisée dans le traitement de l'eau potable pour le traitement de l'arsenic et des fluorures (Académie nationale des sciences, 2007). Il s'agit de granules blancs friables dont le diamètre est de quelques millimètres. Le point de charge nulle (PCN) de l'oxyde d'aluminium varie entre 6.5 et 9.8 selon la forme, mais se mesure le plus souvent entre 8 et 9 (Kosmulski, 2009, 2011). Cette caractéristique en fait un matériau chargé positivement capable d'adsorber des ions négatifs et des bactéries à gram négatifs sur une grande plage de pH (Bononi et al., 2008; Markouk Trifi, 2012).

Ilménite

L'ilménite est un minéral noir formé principalement de fer et de titane (FeTiO_3) exploité pour la production de dioxyde de titane dont le plus grand gisement en exploitation se trouve à Havre-Saint-Pierre, au Québec (Rio Tinto, 2014). Les propriétés surfaciques de l'ilménite sont largement étudiées dans le but d'en améliorer la flottation, un procédé de séparation du minerai (Li et al., 2016; Mehdilo et al., 2013; Nuri et al., 2014). Ces recherches ont permis de déterminer que l'ilménite, et plus particulièrement les nano particules d'ilménites, possède des capacités d'adsorption prometteuses (Chen, 2011; Li et al., 2006). Une étude sur le transport des colloïdes sur du roc naturel a montré que l'ilménite est un minéral capable d'adsorber des particules négativement chargées sur une large plage de pH (Alonso et al., 2009). L'ilménite n'est pas couramment utilisée en traitement de l'eau, mais fait l'objet de recherches, notamment à partir de matériaux de synthèse à base de fer et de titane pour l'enlèvement de la DCO d'effluents de pâte et papier (Subramonian et al., 2017).

L'ilménite naturelle est principalement composée d'oxyde de titane (TiO_2 ; anatase; ~45-50%), d'oxyde de fer (Fe_2O_3 ; hématite; ~30-50%) et d'autres métaux : Al, Mg, Mn, Si, V etc. (Li et al., 2006; Li et al., 2016; Nuri et al., 2014). Le point de charge nul (PCN) du dioxyde de titane ou de l'anatase (naturelle) se situe principalement entre 5 et 7 alors que celui du Fe_2O_3 se trouve entre 5,5 et 9,3 pour de l'hématite naturelle et synthétique (Kosmulski, 2011). Le PCN de l'ilménite naturel a été rapporté dans la littérature à 5.4 (Nuri et al., 2014) et 5.6 (Mehdilo et al., 2013) ce qui en fait un matériau chargé négativement à pH neutre.

La surface spécifique de grains d'ilménite de 0.1 mm à 2 mm a été mesurée à $0.3 \text{ m}^2/\text{g}$ (Li et al., 2006) et $0.566 \text{ m}^2/\text{g}$. (Li et al., 2016) et celle de grains moulus de $0.4 \mu\text{m}$ à $20 \mu\text{m}$ à $5.3 \text{ m}^2/\text{g}$. Une surface spécifique de $19 \text{ m}^2/\text{g}$ est rapportée par Kosmulski (2011) pour des nanoparticules d'hématite, $45 \text{ m}^2/\text{g}$ pour des nanoparticules de TiO_2 et de $7.7 \text{ m}^2/\text{g}$ pour une poudre microscopique de Fe_2O_3 par Subramonian et al. (2017). Ce même auteur forme un composé synthétique de fer et de titane formé à température et pression ambiantes dont la surface spécifique atteint $58,4 \text{ m}^2/\text{g}$. La poudre d'ilménite est considérée très prometteuse pour l'enlèvement des colorants organiques solubilisés et d'autres applications environnementales (Chen, 2011).

Sable de silice transformé

Le sable de silice est le matériau de filtration le plus répandu dû à son accessibilité, son faible coût et ses performances de filtration. Un sable est constitué de particules ayant un diamètre entre 0,06 mm et 2 mm (Holtz et al., 1991) et est composé d'oxyde de silicium (SiO_2) et de quelques impuretés (Fe, Al, Mg, etc.). Le sable de silice possède un PCN faible, soit entre 1.8 et 4.2, ce qui en fait un matériau chargé négativement à pH neutre. Sa surface spécifique est plutôt faible, soit entre 0,5 et 6,5 m^2/g , ce qui est peu propice à l'adsorption (Kosmulski, 2009).

Plusieurs études utilisent aussi le sable comme matériau de support à un enrobage composé d'hydr/oxyde d'aluminium, de fer, de magnésium ou d'autres métaux. Cette couche sert d'adsorbant positivement chargé qui retient la matière organique en phase soluble, les bactéries à gram négatif et/ou les particules colloïdales chargées négativement que le sable seul ne filtre pas (Bononi et al., 2008; Kim, 2012; Knappett et al., 2008). La surface spécifique d'un sable enrobé est variable, de l'ordre de 50-70 m^2/g , selon le type de traitement effectué (Arias et al., 2006; Kim, 2012). Les principaux facteurs qui influencent la surface spécifique d'un sable enrobé sont le type de métal utilisé (Al, Fe, Mg, etc.) et type de traitement (chimique, thermique, physique). À noter que les nanoparticules d'hydroxyde seules peuvent atteindre une surface spécifique de l'ordre de 100 à 400 m^2/g .

Le point de charge nulle d'un enrobage est habituellement conçu pour être élevé, mais est en réalité plutôt variable. Il dépend largement du type de traitement effectué sur le sable. Le PCN d'un enrobage formé d'oxyde d'aluminium est de 8 à 9. Le PCN du sable de silice traité à l'aluminium a été mesuré à 4 par Reymond, et Kolenda (1999) et à 8 par Arias et al. (2006). Le point de charge nulle d'un sable traité varie en fonction de la quantité, de la répartition et de la forme de l'enrobage à sa surface, mais aussi des impuretés qu'il contient (Reymond & Kolenda, 1999).

La quantité d'aluminium retenue à la surface du sable influence sa capacité d'adsorption et varie selon le prétraitement, le pH auquel se déroule la précipitation, la température de séchage du sable, voire la calcination ou la congélation, la durée de vieillissement du sable traité, etc.

La quantité d'aluminium mesurée dans un sable traité est comprise entre 0,40 et 45 mg Al/kg de sable (Arias et al., 2006; Chen et al., 1998; Kuan et al., 1998; Liu et al., 2014). La stabilité de l'enrobage est un enjeu important qui fait l'objet de plusieurs recherches (Chen et al., 1998).

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce chapitre est divisé en deux parties : l'expérimentation pilote et les expérimentations en laboratoire. La présentation du site du pilote, les caractéristiques du lixiviat, la conception du marais filtrant, l'hydraulique du marais et les programmes analytiques sont détaillés dans la première partie. Par la suite, deux montages en laboratoire distincts sont décrits, celui d'une expérimentation d'ultrafiltration membranaire, puis celui d'un essai de filtration granulaire en colonne. Dans chaque cas, le montage et le plan expérimental sont présentés. Pour l'essai en colonne les méthodes de caractérisation des matériaux filtrants sont aussi détaillées.

3.1 Expérimentation pilote

Des poteaux de bois traités par deux produits préservatifs, soit l'arséniate de cuivre chromaté avec polymère ajouté (ACC-PA) et au pentachlorophénol (PCP) sont entreposés dans une cour à poteaux, ci-après nommé « le site » au-dessus d'un bassin d'entreposage des poteaux (BEP) récoltant le lixiviat. Quatre marais filtrants opérés en parallèle et un marais de saules ont été construits en 2011-2012 à proximité du site à titre de projet pilote dans le but de comparer types de traitement du lixiviat. En plus des contaminants ciblés (ACC, PCP, PCDD/F), plusieurs autres contaminants régis par la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) ont été analysés dans le but de vérifier leur conformité avec les normes.

3.1.1 Survol du site expérimental pilote

Le site est constitué d'une série de cadres où s'empilent les poteaux de bois traités sous lesquels un bassin étanche est installé. Le BEP possède une surface de 2240 m² (140 m par 16 m) et un muret de 244 mm de hauteur. Un trop-plein limite toutefois sa capacité totale à 514 m³ de lixiviat. Les marais sont construits sur un site adjacent, tel qu'illustré à la Figure 3-1. Un schéma d'écoulement est aussi présenté à la Figure 3-2.



Figure 3-1 : Vue aérienne de la cour à poteaux et des marais filtrants (Google Maps, 2015)

Les précipitations s'accumulent dans le BEP possédant deux points bas et un réseau de conduites souterraines permettant au lixiviat de s'écouler par gravité jusqu'au cabanon #1 (Figure 3-3). Un regard situé à proximité du cabanon #1 permet d'échantillonner le lixiviat (point 0a). Deux pompes fonctionnent en alternance dans le cabanon #1 pour alimenter en eau brute une cuve hors-sol située dans le cabanon #2 à laquelle sont rattachées quatre pompes qui alimentent les quatre marais. Cette cuve d'alimentation est identifiée « point 2 » et correspond au point d'échantillonnage de l'eau brute (affluent des marais). Les points d'échantillonnage et de suivi des marais sont identifiés comme suit : 3, 4A, 4B (Firme d'ingénierie A); 5, 6 (Firme d'ingénierie B); 7D, 7F, 7H, 7K (Polytechnique); et 8, 9, 10 et 11 (Institut de recherche en biologie végétale (IRBV); Cabanon 2 : **Pt 2**; Marais A (Firme d'ingénierie) : **Pts 3, 4A et 4B**; Marais B (Firme d'ingénierie) : **Pts 5 et 6**; Marais Polytechnique : **Pts 7D, 7F, 7H et 7K**; Marais IRBV : **Pts 8, 9, 10 et 11**; Convergence de tous les effluents des quatre marais : **Pt 12**; Marais de saules : **Pt 13**; Rejet au fossé : **Pt 14**

Figure 3-2 3-2). Les effluents des quatre marais convergent dans un regard identifié « point 12 » duquel l'eau est pompée dans le marais de saules. Au niveau d'opération du marais de saules, l'eau déborde dans un regard identifié « point 13 » où une pompe achemine l'eau dans un fossé à proximité, le « point 14 », faisant partie du réseau pluvial de la municipalité. Le « point 14 » sert aussi de référence et de point de contrôle de qualité des rejets.

Figure 3-2 : Schéma d'écoulement des marais et localisation des points d'échantillonnage. Adapté d'EnviroServices (2015b)

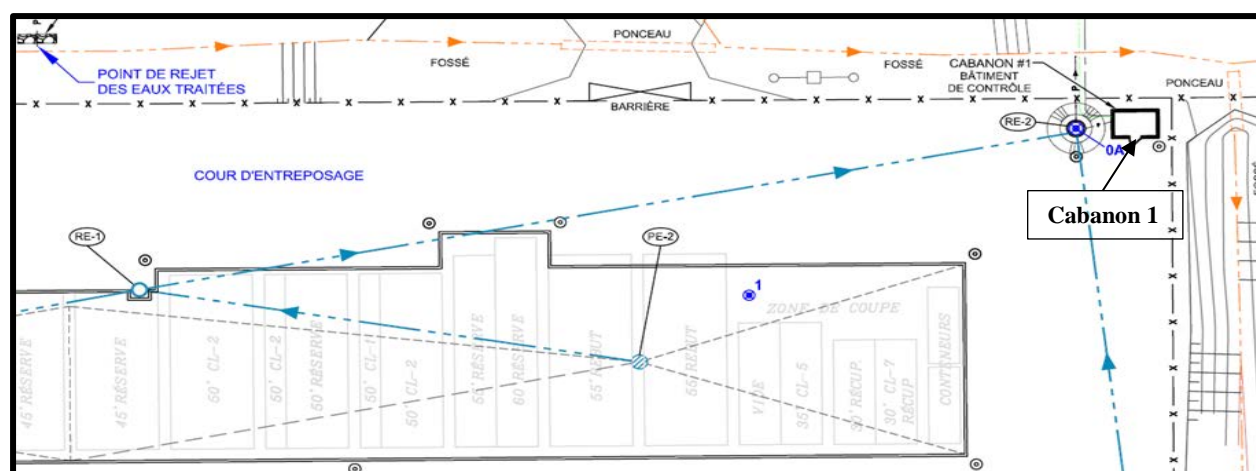


Figure 3-3 : Schéma d'écoulement du BEP et des fossés vers le point 0a. Adapté d'EnviroServices (2015b)

3.1.2 Caractérisation de l'affluent

Le lixiviat est échantillonné point 2 à chaque suivi environnemental dans le but de comparer les résultats à un affluent représentatif. La charge en contamination est variable dans le BEP, puisqu'elle est influencée par les séquences de précipitation qui entraînent et diluent les contaminants et les périodes sèches qui concentrent les contaminants dans le lixiviat. Le nombre et l'état des poteaux qui y sont entreposés a aussi une forte influence sur la charge en polluants du lixiviat.

Six cuves de macération de 1 m³ contenant de l'eau et des copeaux de bois provenant de pieds de poteaux traités au PCP et une pompe de recirculation ont été installées sur le site en 2012 dans le but d'augmenter la concentration en contaminants à l'affluent. L'objectif était de vérifier leur capacité de traitement des marais à haute charge et d'atteindre leur fin de vie utile plus rapidement qu'avec l'eau du BEP. Un volume approximatif de 8 m³ d'eau macérée a été ajouté à l'eau provenant du BEP en 2012 et au début de la saison d'opération du marais en 2013. À partir de 10 juillet 2013, cette cuve a été retirée du projet et seule l'eau du BEP a été envoyée aux marais. À la fin de l'année 2015, un aménagement similaire de plus petite envergure (1,5 m³) fut installé pour les mêmes raisons. Les vannes des cuves ont été ouvertes le 30 juin et le 15 juillet 2015 afin de laisser couler un filet d'eau macérée dans le BEP. Ainsi, trois phases de contamination en PCDD/F et en PCP sont observées à la Figure 3-4.

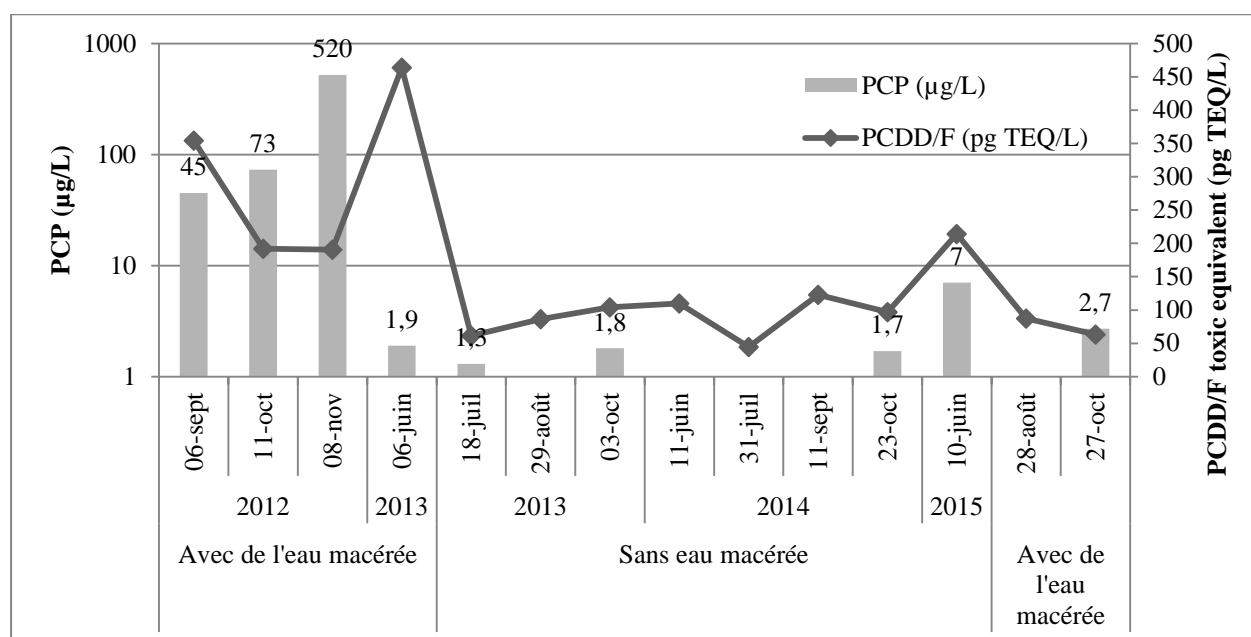


Figure 3-4 : Caractérisation en PCP et PCDD/F de l'eau brute contaminée au point 2 pour les années 2012 à 2015

La différence de concentration en métaux de l'ACC (arsenic, chrome, cuivre) entre les phases demeure à peu près constante.

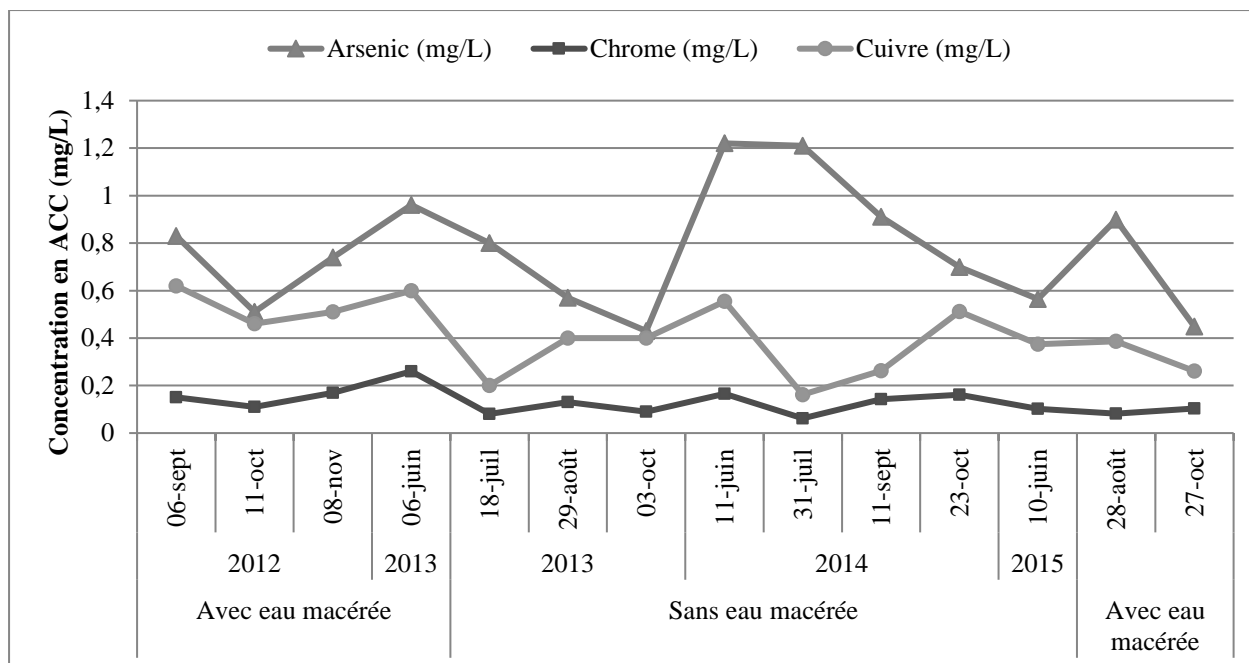


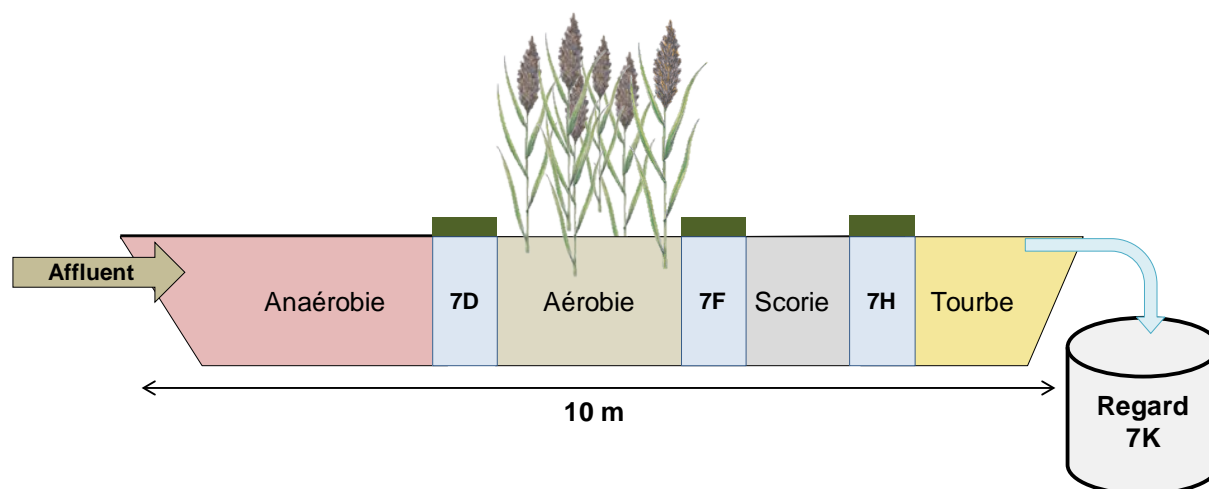
Figure 3-5 : Concentration d'arsenic, de chrome et de cuivre du lixiviat au point 2 pour les années 2012 à 2015

Sachant que la CMM limite la concentration de chaque métal de l'ACC à 1 mg/L, on observe que cette norme n'est pas souvent dépassée dans l'eau brute. Par contre, sa variabilité est telle qu'un traitement est tout de même souhaitable, afin de s'assurer de la conformité des rejets en tout temps.

3.1.3 Composition du marais filtrant Polytechnique

Le marais filtrant sous-surfacique à écoulement horizontal (*Horizontal subsurface flow* : HSSF) mesurant 4 m de large, 10 m de longueur et 0.8 m de profondeur est constitué de quatre zones. La première zone, dite anaérobie, contient un mélange de sable (52%), de tourbe blonde (40%), et de fer zéro valent (FZV; 8%) est recouverte de part et d'autre d'une géomembrane imperméable, afin de constituer un milieu sans oxygène, donc réducteur. Ce milieu a pour but de favoriser la déchloration réductive de contaminants organiques (PCP et PCDD/F) hautement chlorés. La seconde zone, dite aérobie, est constituée de sable (75%), de tourbe noire (20%) et d'argile calcinée (5%) est plantée de *Phragmites australis australis* et munie d'un système d'aération forcée. Cette zone oxygénée a pour but de déchloration des contaminants organiques faiblement chlorés et de dégrader d'autres formes de pollution organique. La troisième zone est constituée de scories de four à arc électrique, un résidu de l'industrie de l'acier, ayant comme rôle de retenir le FZV qui

aurait été lessivé de la première zone, ainsi que de faire précipiter d'autres métaux. La dernière zone est faite de tourbe blonde et d'écorce de bois qui permettent la neutralisation du pH. Ces zones sont représentées à la Figure 3-6.



Sections	Anaérobique (AN)	Aérobique (OX)	Scorie	Tourbe
Composition	Sable, tourbe blonde, poudre de fer zéro valent	Sable, tourbe noire, argile calcinée, <i>Phragmites</i>	Scories 5 – 10 mm	Tourbe blonde
% du volume total	40%	30%	20%	10%

Figure 3-6 : Coupe longitudinale et composition du marais filtrant pilote Polytechnique

3.1.4 Suivis environnementaux

Les dates d'échantillonnage pour la période 2012 à 2014 sont listées au Tableau 3-1. Les analyses de la contamination des effluents pour chaque point d'échantillonnage ont été effectuées par un laboratoire externe accrédité, Maxxam en 2012 et fin 2015 ainsi qu'Agat Laboratoires en 2013, 2014 et début 2015. Les méthodes employées sont décrites sur le site du Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec (CEAEQ, 2011).

Tableau 3-1 : Dates des suivis environnementaux pour les années 2012 à 2014

No. de suivi	2012	2013	2014
Suivi #1	6 septembre	6 juin	11 juin
Suivi #2	11 octobre	18 juillet	31 juillet*
Suivi #3	8 novembre	29 août	11 septembre
Suivi #4	-	3 octobre	23 octobre

*Note : Pour le 2^e suivi de 2014, le point 2 (affluent) a été prélevé sept jours avant les autres points d'échantillonnage, soit le 24 juillet 2014 pour tenir compte du temps de parcours de l'eau.

Trois campagnes d'échantillonnage ont eu lieu en 2015, soit une par saison (printemps, été et automne). À chaque campagne et pour chaque marais, l'échantillonnage a été réalisé en fonction du temps de rétention hydraulique (TRH) estimé du marais par la firme EnviroServices lors du remplissage des marais à l'ouverture en 2015. Le Tableau 3-2 présente les dates d'échantillonnage. En 2015, les analyses du suivi #1 ont été effectuées par Agat Laboratoires, alors que les suivis #2 et #3 ont été effectués par les laboratoires Maxxam. Les programmes analytiques des suivis environnementaux de 2012 à 2015 se trouvent en Annexe E.

Tableau 3-2 : Date d'échantillonnage des marais en fonction du TRH pour trois suivis en 2015

Nom des points d'échantillonnage	No. des points d'échantillonnage	Suivi #1	Suivi #2	Suivi #3
		Printemps	Été	Automne
Cabanon No. 1	0	10-avr	--	--
Cabanon No. 2	2	10-juin	28-août	27-oct
Firme A	3, 4a, 4b	16-juin	03-sept	03-nov
Firme B	5, 6	16-juin	03-sept	03-nov
Polytechnique	7D, 7F, 7H, 7K	22-juin	08-sept	06-nov
IRBV	8, 9, 10, 11	13-juil	08-sept	09-nov
Entrée saules	12	16-juin	04-sept	03-nov
Sortie saules	13	22-juin	08-sept	06-nov
Fossé récepteur	14	10-avr	--	--

3.1.4.1 Caractérisation de l'eau de pluie

En plus des suivis environnementaux, deux mesures en PCDD/F de l'eau de pluie ont été effectuées par la firme EnviroServices le 6 octobre 2014 et le 30 septembre 2015. Un plateau lavé a été placé au sol à proximité des marais avant un événement de pluie afin de récolter un échantillon de pluie. Une analyse a aussi été effectuée sur l'eau de lavage du plateau en 2014 (EnviroServices, 2015b). En 2015, le plateau a été nettoyé dans un laboratoire accrédité avec des solvants stériles. Le solvant issu du dernier lavage a été analysé de même qu'un témoin de lavage supplémentaire à base d'eau (EnviroServices, 2015a, 2015b).

3.1.5 Hydraulique du marais

3.1.5.1 Débit d'alimentation

L'alimentation du marais Polytechnique était variable entre 2012 et 2015 dû à la variation de la quantité de précipitation à traiter. En 2012, le volume d'alimentation du marais était fixé à 0,5 m³/d jusqu'au 20 octobre 2012. Après cette date et jusqu'à la fermeture, 1 m³/d de lixiviat était envoyé dans le marais, afin de vider le BEP avant l'hiver. Ce débit de 1 m³/d a aussi été envoyé au marais en 2013. En 2013, un ajout à la programmation de l'automate arrêta la pompe d'alimentation des marais lorsque le niveau d'eau dans la cuve hors-sol (point 2) atteignait son point bas, et ce, jusqu'à ce que le remplissage de la cuve soit terminé et que le niveau atteigne son point haut. Cet ajout à la programmation eu l'effet de diminuer le temps de pompage total d'environ 7 %, soit 232 min/d plutôt que 250 min/d prévu. L'automate enregistre le cumul de temps de pompage qui sont recueillis à chaque visite et colligés au Tableau A - 1 en annexe. Cette condition fut retirée le 7 août 2015.

De plus, une inversion entre le branchement de la pompe IRBV et de la pompe Polytechnique à l'occasion du remplacement d'une pompe a entraîné l'envoi du volume d'eau destiné au marais IRBV, soit 0,5 m³/d, dans celui de Polytechnique et vice-versa. Cela a entraîné un arrêt d'écoulement du marais Polytechnique à partir du mois de juin et le niveau de sortie a dû être diminué de 30 cm. Les détails de l'alimentation sont présentés au Tableau 3-3.

Le débit fixe de 4 L/min est théorique et varie en réalité fonction de la hauteur d'eau de la cuve d'alimentation (point 2), tel qu'observé sur le débitmètre en ligne placé en aval de la pompe d'alimentation. Un étalonnage du débitmètre en ligne est donc effectué deux à trois fois par année.

Tableau 3-3 : Cycles d'alimentation du marais Polytechnique de 2012 à 2015

	Débit de la pompe (L/min)	Temps de fonctionnement (min : sec)	Temps d'arrêt (min : sec)	Fréquence quotidienne (nb alim./d)	Débit total quotidien (m ³ /d)
Du 18/04/12 au 20/10/12	2	10 :25	49 : 35	24	0,5
Du 20/10/12 au 15/12/12 et du 25/04/13 au 3/12/13	4	10 :25	49 : 35	24	1,0
Du 22/04/14 au 19/12/14	40	0 :32	89 : 28	16	0,3
Du 06/05/15 au 07/08/15	4	9 :40	49 : 35	24	0,93
Du 07/08/15 au 26/11/15	4	10 :25	49 : 35	24	1,0

3.1.5.2 Débit d'évacuation

Un débitmètre à auget et un système d'acquisition de données *Rainlogger* (Solinst©) ont été installés le 5 juin 2015 à la sortie du marais Polytechnique (point 7K) et désinstallés le 26 novembre 2015. Il a aussi été désinstallé entre le 12 et le 17 novembre 2015. Ce système enregistre en temps réel le nombre de fois qu'un auget de 100 ml bascule. Les augets sont étalonnés et nettoyés à l'occasion, puisque des matières en suspension dans l'eau s'accumulent dans les augets, ce qui fausse les mesures. De plus, l'erreur sur la mesure de débit varie en fonction du débit d'évacuation du marais. Les données du débitmètre sont présentées en Annexe B. Afin d'estimer la quantité d'eau ayant été évacuée du marais pour la saison entière, une reconstitution des débits horaires a été faite à partir des données sans pluie (débit en temps sec) disponible pour une période de l'année et les données de pluviométrie (débit dû aux précipitations; Tableau B - 1).

Le débitmètre à auget a été étalonné manuellement à l'aide d'un cylindre gradué de 1 L plein d'eau et d'un système d'entonnoir relié à un tube. Avant débiter, le débitmètre est déconnecté du marais. Un nombre pair de basculements sont provoqués par l'ajout d'un volume d'eau, alors que le temps est minuté. Des essais ont été effectués à des débits faibles ou élevés et à 4 ou 6 basculements. Les détails de l'étalonnage sont présentés en Annexe C.

3.1.5.3 Précipitations

Une station météo récolte des données de précipitations, de température, de rayonnement solaire et de vitesse et de direction du vent sur le site depuis 2012 à une fréquence de 15 minutes. Ces données sont validées par comparaison avec les données de précipitation enregistrées aux stations météo les plus proches : la station d'Auteuil à Laval (6,9 km), les stations de St-Geneviève (12,5 km), de l'aéroport Pierre-Elliott Trudeau (PET; 13,7 km), de McTavish (16,6 km) et de Rivière-des-Prairies (23,2 km) à Montréal et de St-Janvier dans les Laurentides (18.8 km). Ces données mises en ligne par Environnement Canada sont incomplètes.

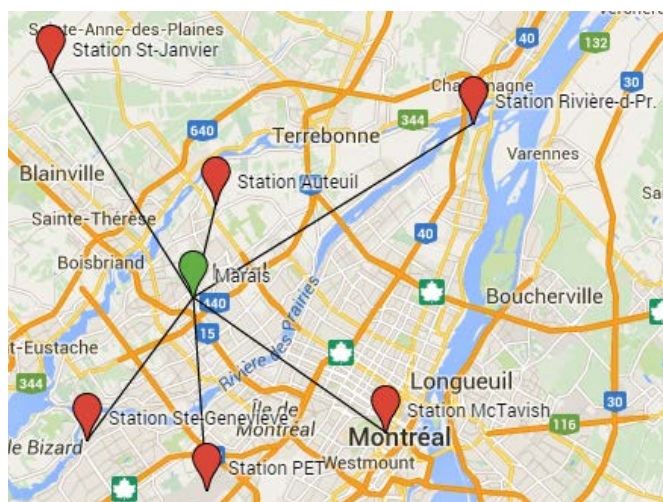


Figure 3-7 : Carte montrant la localisation des stations météo utilisées pour la validation des données *in situ* de la saison 2015

Ces données ont été recoupées et validées selon les critères suivants :

- si un événement de précipitation est enregistré sur le site, mais ne l'est pas dans les autres stations, la donnée journalière est considérée aberrante et est supprimée, à moins qu'un événement similaire soit enregistré la veille ou le lendemain dans les autres stations;
- si un événement de pluie est répertorié dans les autres stations, mais pas sur le site, une moyenne des valeurs des autres stations disponibles est calculée;
- si une pluie enregistrée sur le site possède un ordre de grandeur similaire à celle d'au moins une des autres stations, elle est considérée valide jusqu'à 20% de différence, sinon la moyenne des autres stations est considérée.

Au total, 11 données ont été jugées aberrantes et ont été supprimées et 39 valeurs non conformes ont été modifiées en fonction des valeurs des autres stations. Les données météo 15 minutes traitées de la saison 2015 sont présentées en annexe D (Tableau D – 1).

3.1.5.4 Temps de rétention hydraulique

Plusieurs tentatives de détermination du temps de rétention hydraulique ont été effectuées entre 2012 et 2015. En 2012, un essai de traçage au bromure a été effectué montrant un temps de rétention hydraulique des vides (TRH_v) de 14 jours (Sanche, 2013). En 2014, suite à un problème d'alimentation, le niveau de l'exutoire fut abaissé de 80 cm à environ 55 cm, diminuant ainsi le volume efficace du marais. Avant l'ouverture de la saison 2015, des sondes de niveaux (*Levellogger* de Solinst©) furent installées dans le marais avant de le remplir. La différence de temps entre la mise en marche des pompes d'alimentation et l'atteinte du niveau de fonctionnement du marais est considérée comme le temps de rétention hydraulique. Le débit d'alimentation fait aussi varier le TRH_v, mais il est possible de le calculer selon l'équation suivante :

$$TRHv_{calculé, t=n+1} = (TRHv_{mesuré, t=n} \times Débit_{t=n}) / (Débit_{t=n+1})$$

De plus, un essai similaire fut exécuté entre le 26 et le 28 août 2015 avec le marais de saules. L'alimentation fut coupée et le marais de saules fut vidé complètement. On redémarrera l'alimentation alors que les quatre marais en amont étaient pleins et qu'une sonde mesurait le niveau d'eau. Cet essai de remplissage a ensuite permis de déterminer le TRH_v du marais de saules dans le but de procéder à l'échantillonnage de l'effluent en fonction de du TRH_v estimé.

3.1.5.5 Bilan hydrologique

L'équation suivante représente un bilan hydrologique pouvant être appliqué à un marais ou d'un système de marais (Ancil et al., 2005).

Équation 3-1 : Bilan hydrologique

$$Alimentation + Précipitations = Rejets + Évapotranspiration$$

Bien que chaque élément comporte sa part d'incertitude, il est possible d'estimer la valeur de l'évapotranspiration avec un intervalle d'incertitude à partir des données recueillies sur le marais Polytechnique pendant la saison 2015.

Équation 3-2 : Débit d'alimentation

$$\begin{aligned} \text{Débit}_{\text{Alim.}}(m^3/\text{saïson}) \\ = \text{Temps de pompage}(\text{min}) \times \text{Débit}(\text{L/min}) \times \text{Nb jour}(\text{d/saïson}) \end{aligned}$$

Équation 3-3 : Débit de précipitation

$$\text{Débit}_{\text{précip.}}(m^3/\text{saïson}) = \sum_{i=1}^{\text{Nb jour}} [\text{Précip. quotidiennes}(m)]_i \times \text{Surface collectrice}(m^2)$$

Équation 3-4 : Débit d'évacuation

$$\text{Débit}_{\text{évac.}}(m^3/\text{saïson}) = \frac{\sum_i^{\text{Nb heure}} [(Nb \text{ basculements horaires})_i \times (\text{Volume auget}(ml))]}{10^6(ml/m^3) \times 24(h/d) \times \text{Nbjour}(d/\text{saïson})}$$

À noter que le volume de l'auget dans l'Équation 3-4 varie en fonction du nombre de basculements horaires. Des catégories de vitesse ont été créées pour raffiner l'estimation. L'évapotranspiration, isolée dans l'Équation 3-1, a été calculée pour chaque mois de fonctionnement en 2015. Les détails de ces calculs sont présentés en Annexe C.

3.2 Caractérisation des colloïdes

En plus des analyses effectuées par un laboratoire externe, plusieurs analyses ont été effectuées au Laboratoire de Génie de l'Environnement (LGE) à Polytechnique dans le but de caractériser les colloïdes dans les différentes sections du marais filtrant (Objectif #1). Pour se faire, divers paramètres ont été mesurés, notamment la demande chimique en oxygène totale (DCO_t), filtrée (DCO_f) et floculée-filtrée (DCO_{ff}), les matières (volatiles) en suspension (M(V)ES), le carbone total, organique et inorganique (CT, COT, CIT), la turbidité et la fluorescence par spectres de fluorescence en 3D. Le tableau suivant présente les instruments spécialisés, les méthodes analytiques et leur source, ainsi que le laboratoire dans lequel s'est effectuée l'analyse.

Tableau 3-4 : Détails des méthodes et de l'instrumentation utilisées pour les analyses de caractérisation des colloïdes

Analyse	Instruments spécialisés	Matériel et produits chimiques	Méthode	Source
DCO	Tubes commerciaux de Hach© <i>high range</i> (HR), <i>low range</i> (LR) et <i>ultra-low range</i> (ULR); Balance électronique (OHAUS)	Pipette automatique (Biohit 5000);	Méthode colorimétrique à reflux fermé (No. 5220D) – Méthode intégrée 8000 de Hach	(APHA et al., 2012); (Jirka et al., 1975).
DCO soluble et colloïdale	pH-mètre et agitateur (VWR)	ZnSO ₄ (100 mg/L) NaOH (1 M)	Méthode de détermination de la DCO _{sol} et de la DCO _{coll} par floculation et filtration	(Mamais et al., 1993)
MES et MVES	Four (105°C et 550°C); Balance électronique (OHAUS)	Filtres 1,2 µm et 0,45 µm;	Méthode standard No. 2540 D et E	(APHA et al., 2012)
COT, CIT et CT	Lachat Quickchem 8500	-	Méthode d'analyse par injection en flux continu (<i>FIA System</i> ; CT, COT); Le CIT est trouvé à partir de la différence entre le CT et le COT.	(APHA et al., 2012)
Turbidité	Turbidimètre 2100N de Hach©	Cellule de mesure Hach©	Méthode néphélométrique No. 2130	(APHA et al., 2012)
Spectrofluorophotométrie	RF-5301 PC (Shimadzu)	Cellule de mesure (R-32)	Logiciel Panorama: <i>3D Emission increment measurements</i>	(Jimenez et al., 2014)

La méthode de détermination de la $DCO_{colloïdale}$ calquée de Mamais, Jerkins & Prrr (1993) et consiste à retirer les particules et les colloïdes par floculation suivie d'une filtration ($0,45\ \mu m$) pour mesurer la $DCO_{soluble}$ (*rbCOD*; *readily biodegradable COD*) uniquement. Les analyses de DCO comprennent donc trois mesures distinctes : la DCO totale, la DCO filtrée $1,2\ \mu m$ et la DCO floculé-filtré $0,45\ \mu m$. À partir de ces trois mesures, il est possible d'effectuer le fractionnement à l'aide des équations suivantes :

Équation 3-5 : Calcul de la DCO

$$DCO_{particulaire} = DCO_{totale} - DCO_{filtré\ 1,2\ \mu m}$$

$$DCO_{colloïdale} = DCO_{filtrée\ 1,2\ \mu m} - DCO_{floculée-filtrée\ 0,45\ \mu m}$$

$$DCO_{soluble} = DCO_{floculée-filtrée\ 0,45\ \mu m}$$

Trois gammes de tubes Hach© ont été utilisées pour les analyses de DCO : *High range (HR)* 20 - 1500 mg/L (incertitude ± 15 mg DCO/L; précision 23 mg/L), *Low range (LR)* 3 - 150 mg DCO/L (incertitude ± 3 mg DCO/L; précision 3 mg/L) et *Ultra-low range (ULR)* 0.7 – 40.0 mg DCO/L (incertitude ± 1.2 mg DCO/L; précision 0.5 mg/L) (Hach Company, 2007) .

Les spectres émission-excitation en trois dimensions de spectrofluorophotométrie (ou fluorimétrie) 3D sont produits à partir d'un appareil RF-5301 PC de Shimadzu et du logiciel Panorama. Les paramètres utilisés varient en fonction de l'échantillon, notamment la largeur du rayon d'émission et la vitesse du balayage. Le spectre étudié varie de 350 nm à 550 nm en émission et de 220 nm à 450 nm en excitation. La cellule utilisée est une cellule standard (R-32) de 1 cm sur 1 cm pouvant contenir 3,5 ml.

Les mesures des 17 congères de PCDD/F sont effectuées par un laboratoire externe, soit Agat Laboratoires ou Maxxam, selon la méthode par chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse à haute résolution (CEAEQ, 2011)

Le Tableau 3-5 présente les dates et les points d'échantillonnages correspondants aux mesures de M(V)ES, de DCO et de spectrofluorophotométrie effectuées pour la caractérisation des colloïdes dans le marais filtrant.

Tableau 3-5 : Programme analytique pour la caractérisation des colloïdes effectuée en été 2014

Date	Analyses		
	M(V)ES	DCO	Spectrofluorophotométrie
5 juin 2014	P2 et 7K	P2 et 7K	-
11 juin 2014	P2, 7D, 7H et 7K	P2, 7D, 7F et 7K	-
19 juin 2014	-	P2, 7D, 7F, 7H et 7K	-
26 juin 2014	-	P2, 7D, 7F, 7H et 7K	-
3 juillet 2014	7F	7F	-
10 juillet 2014	7K	7K	-
18 juillet 2014	P2 et 7H	P2 et 7H	P2*, 7D*, 7F*, 7H* et 7K*
1 août 2014	7D	-	P2*, 7D*, 7F*, 7H* et 7K*

* Échantillons filtrés à 1,2 μ m et coagulés, floculés et filtrés à 0,45 μ m

3.3 Expérimentation en laboratoire

Deux expérimentations ont été effectuées dans le cadre de ce projet de recherche:

- une expérimentation d'ultrafiltration membranaire, dont l'objectif est de séparer les fractions particulaire, colloïdale et soluble afin de déterminer leur affinité respective pour les PCDD/F;
- une expérimentation de filtration granulaire en colonne, donc l'objectif est de déterminer la capacité d'enlèvement des colloïdes et des PCDD/F de trois matériaux.

3.3.1 Filtration membranaire

Un essai d'ultrafiltration membranaire a été effectué au LGE de Polytechnique. L'objectif de cette expérimentation est de caractériser le lien qui unit les colloïdes aux PCDD/F.

3.3.1.1 Montage

Le montage en laboratoire est principalement constitué d'une cellule de filtration membranaire CF042 de Sterlitech© en PTFE (Teflon). La Figure 3-8 présente un schéma du montage d'ultrafiltration opéré en flux croisé (CFUF : *cross-flow ultrafiltration*), c'est-à-dire que l'eau non filtrée par la membrane est retournée à la tête du montage, concentrant l'échantillon dans un volume de plus en plus petit.

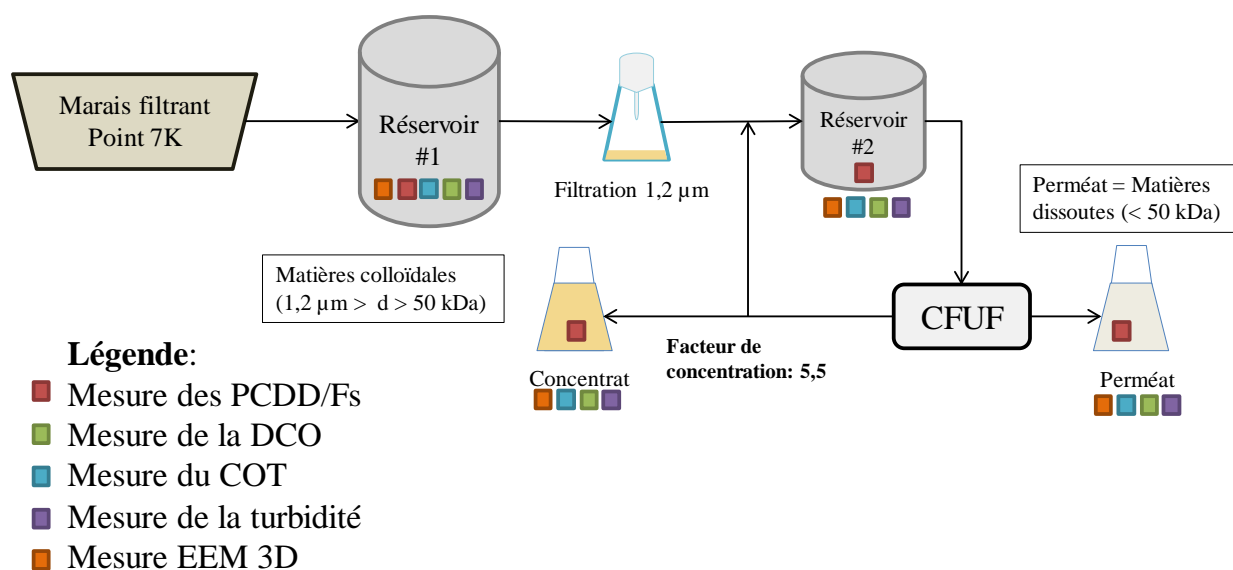


Figure 3-8 : Schéma du montage CFUF pour la concentration des colloïdes

l'adsorption des PCDD/F. L'échantillon utilisé a été prélevé le 5 décembre 2014 au point 7K du marais Polytechnique dans un baril d'acier neuf et conservé à 4°C. Avant de commencer l'expérimentation, l'échantillon est filtré sous vide par un filtre 1,2 µm préincubé à l'eau Mili-Q et par l'échantillon lui-même. L'échantillon préfiltré est stocké dans un bidon de verre ambré nettoyé pendant l'expérimentation.

Un tuyau en teflon de 1/8 po achemine l'eau vers une pompe Masterflex® L/S modèle 7523-60 monté d'une tête à diaphragme en PTFE de Cole-Parmer® opéré à 800 ml/min. La pompe alimente une cellule membranaire CF042 par le biais d'un tuyau en acier inoxydable dont l'intérieur est recouvert de PTFE (Sterlitech®). La cellule est munie d'une membrane de type « flat sheet » en polyacrylonitrile (PAN), un matériau hydrophile et dont le seuil de coupure est de 20kDa à 50kDa et la taille des pores de 10 nm (Sterlitech, 2016). Selon les spécifications de la membrane, la cellule peut fonctionner à 20 psi et produire 176 GFD (« gallon per square foot - per day »), soit 138kPa et 300 L/m²·h (LMH).

L'eau filtrée, ou perméat, sort par le dessus de la cellule dans un tuyau de teflon semi-rigide de 1/8 po et est recueilli dans des bouteilles de verre ambrées neuves. La sortie de la cellule en aval de la membrane est à pression atmosphérique. L'eau non filtrée sort par le dessous de la cellule dans un tuyau en acier inoxydable dont l'intérieur est enduit de PTFE et muni d'une vanne en acier inoxydable menant vers le bidon d'alimentation. Cette vanne et un manomètre 100 psi en acier

inoxydable de McMasterCarr® permettent de moduler la pression en amont de la membrane. La Figure 3-9 montre une photo du montage CFUF lors d'un essai préliminaire et le Tableau 3-6 ses paramètres d'opération.

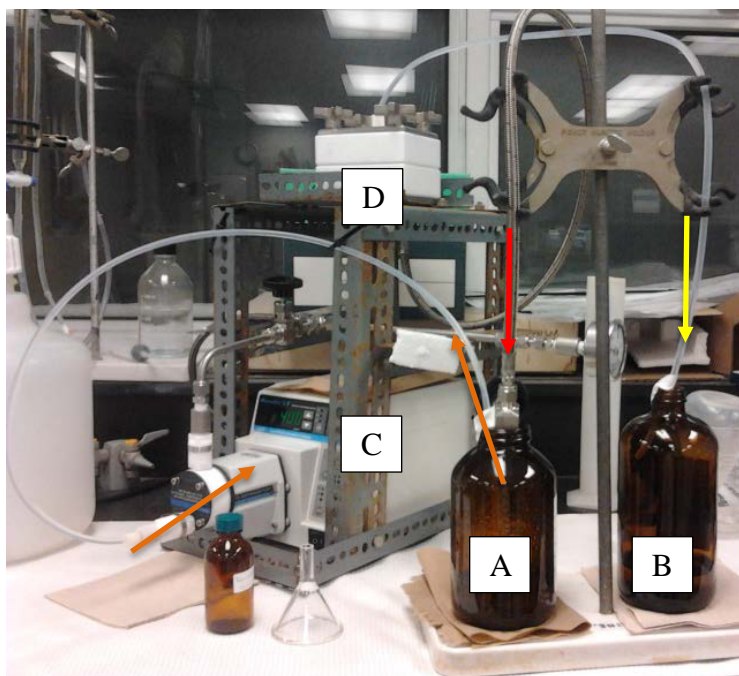


Figure 3-9 : Montage d'ultrafiltration membranaire; échantillon concentré (A), perméat (B); pompe (C); CFUF (D).

Tableau 3-6 : Paramètres d'opération de la cellule d'ultrafiltration membranaire (CFUF)

Paramètres d'opération			Unité
Pression	P	20	psi
Aire de la membrane	A	42	cm ²
Débit pompage	Q_{in}	800	ml/min
Débit du perméat	$Q_{perméat}$	13,8	ml/min
Débit du concentrat	$Q_{concentrat}$	786,2	ml/min
Flux (J)	J	198	LMH

3.3.1.2 Plan expérimental

Les mesures effectuées sont la DCO_t, la DCO_{coll.}, la turbidité, le carbone total (CT, CIT, COT), la taille des particules, le potentiel zêta, les spectres de fluorescence et les PCDD/F. Quatre étapes de la filière sont analysées, soit l'échantillon brut, l'échantillon filtré, le perméat et le concentrat.

Étant donné que le bidon de verre dans lequel l'échantillon est concentré possède un volume de 4 L, l'expérimentation doit se faire en cuvée, c'est-à-dire qu'une partie de l'eau doit être concentrée avant de rajouter une cuvée au montage. Pour chaque cuvée, l'échantillon est caractérisé.

Seules les analyses en PCDD/F sont faites à l'externe par le laboratoire Agat. Les méthodes utilisées pour les mesures présentées au Tableau 3-7 sont les mêmes qu'à la section précédente.

Tableau 3-7: Programme analytique de l'expérimentation CFUF

	DCO totale	DCO colloïdale	Turbidité	CT, COT, CIT	EEM 3D	PCDD/F
Eau brute 7K	1	1	2	0	0	1
Eau filtrée	4	4	2	1	1	1
Perméat	4	4	3	3	1	1
Concentrat	1	1	1	1	1	1

Les volumes de perméat et de concentrat sont mesurés après chaque cycle de concentration.

L'Équation 3-6 est utilisée pour déterminer le facteur de concentration, puisque la cellule est opérée en flux croisé et que l'échantillon initial est ajouté par cuvée (Buessler, 1996).

Équation 3-6 : Facteur de concentration

$$F.C. = \frac{\text{Volume concentrat (L)} + \text{Volume perméat (L)}}{\text{Volume concentrat (L)}}$$

Pour déterminer le bilan de masse d'un analyte, l'équation suivante est utilisée.

Équation 3-7 : Bilan de masse

$$\begin{aligned} \text{Bilan de masse}(\%) &= \frac{X_{OUT}}{X_{IN}} \\ &= \left[\frac{(\text{Conc.} \times \text{Vol.})_{\text{Perméat}} + (\text{Conc.} \times \text{Vol.})_{\text{Concentrat}}}{(\text{Conc.} \times \text{Vol.})_{\text{Initial}}} \right] \times 100\% \end{aligned}$$

3.3.2 Filtration granulaire en colonnes

Un essai de filtration en colonne est effectué au LGE dans le but de mesurer la capacité à filtrer et à adsorber les colloïdes et des PCDD/F de trois différents matériaux : l'alumine activée, l'ilménite et du microsable chargé positivement. Une quatrième colonne vide sert de témoin. Dans cette section, le montage en laboratoire et le plan expérimental sont présentés, suivis d'une description des méthodes utilisées pour caractériser ces matériaux.

3.3.2.1 Montage

Le montage de l'essai en colonne est principalement constitué de quatre colonnes remplies de trois matériaux différents et d'une colonne témoin vide. La Figure 3-10 montre un schéma général du montage de filtration en colonne ainsi que les analyses prévues. L'eau qui alimente le montage est issue du point 7K du marais filtrant. Les colonnes sont opérées en régime saturé et sont alimentées par le haut.

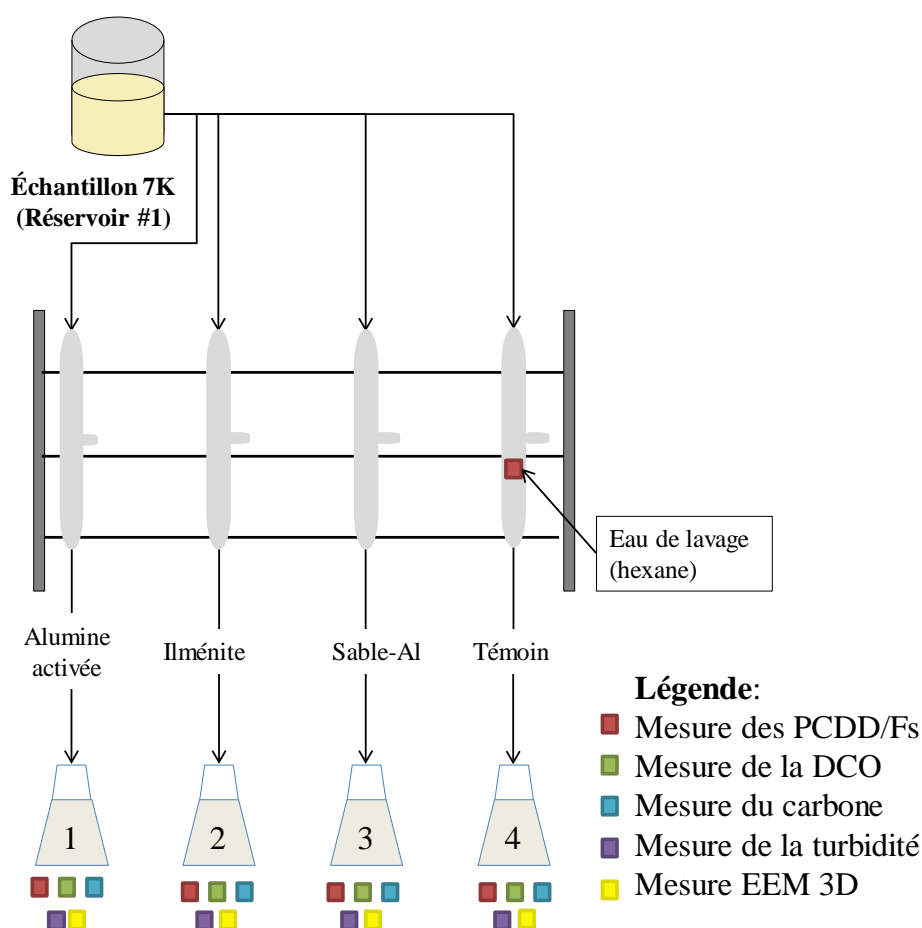


Figure 3-10: Montage et programme analytique de l'expérimentation en colonne

Le montage est constitué de quatre colonnes « usagées » en acier inox 312 ayant été lavées à l'eau savonneuse, rincée à l'eau, rincée à l'éthanol dénaturé et rincé à l'eau distillée avant l'expérimentation. Les bouchons filetés, les tuyaux, les vannes et les raccords en acier inoxydable 316 utilisés proviennent de McMaster-Carr®. Les tuyaux en teflon (PTFE) et en silicone proviennent de Masteflex®. Deux vannes neuves en PTFE ont aussi été utilisées.

Une cuve en verre de 18 L protégée de la lumière par du papier d'aluminium sert de réservoir d'alimentation. La cuve est équipée d'un mélangeur à hélice en acier qui assure une homogénéisation de l'échantillon et de quatre tiges de verre qui acheminent l'affluent vers une pompe péristaltique. Seuls les tuyaux de 11 cm passant par la pompe sont en Néoprène, un matériau suspecté d'adsorber des contaminants organiques comme les PCDD/F. Une tête de pompe à cartouche Masterflex® L/S 7519-10 munie de quatre cartouches No. 7519-85 est montée sur un moteur 1-100 rpm. Ce système achemine l'échantillon aux quatre colonnes par des tuyaux de téflon.



Figure 3-11 : Photographies du réservoir de transfert (A), des colonnes (B) et de la pompe (C) de l'expérimentation en colonne

À l'entrée et à la sortie des colonnes se trouvent des grilles en acier inox (20 mesh ou 0,84 mm) et 4 cm à 5 cm de sable grossier servant de gabion pour répartir l'affluent sur toute la surface de la colonne. Les colonnes sont remplies telles que présentées à la Figure 3-12.

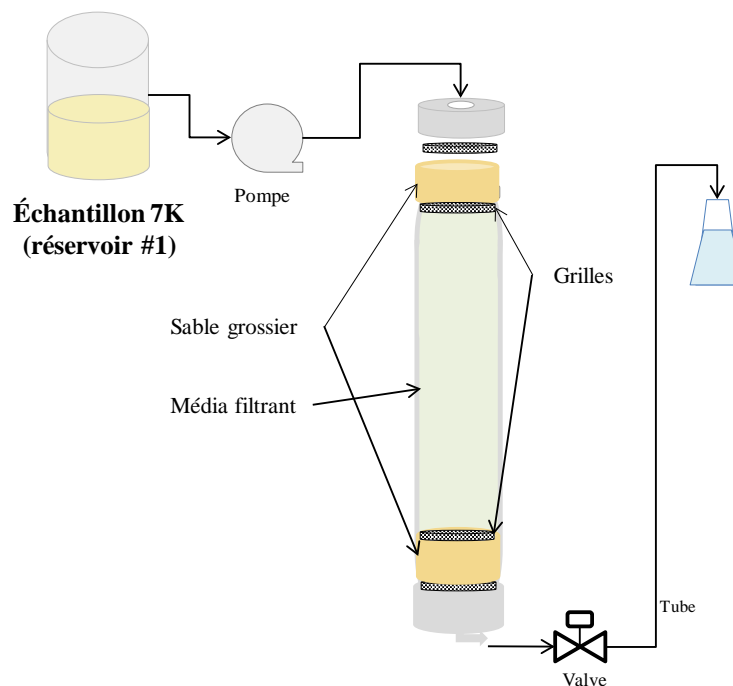


Figure 3-12 : Schéma du contenu d'une colonne de filtration granulaire pour l'expérimentation en colonne

La colonne témoin est, elle aussi, pourvue de grilles et de sable grossier afin d'isoler l'effet de la filtration grossière du sable et de la grille sur les paramètres mesurés. Le montage a été modifié en cours d'expérimentation afin que la colonne se vide par débordement. Le débit de sortie est ainsi régulé par le débit entrant, soit le débit apporté par la pompe.

Les échantillons sont recueillis dans des bouteilles de verre ambré provenant du LGE. Par contre, les échantillons envoyés en analyses PCDD/F sont collectés dans des bouteilles de verre ambré neuves provenant d'Agat Laboratoires ou de Maxxam.

3.3.2.2 Plan expérimental

Le nombre d'analyse par colonne est présenté au Tableau 3-8.

Tableau 3-8 : Plan expérimental pour l'essai en colonnes

	DCO _{totale} ¹	DCO _{colloïdale} ²	pH	Turbidité	PCDD/F	Aluminium ³	Carbone ⁴	EEM 3D
Eau brute	1	5	4	4	2	2	4	1
A	11	5	17	17	2	6	17	1
B	12	3	15	17	2	5	17	1
C	15	3	17	17	2	6	18	1
D	10	3	12	14	2	3	14	1

¹ DCO totale seulement

² DCO totale, particulaire, colloïdale et soluble

³ Aluminium total

⁴ CT, COT et CIT

Le débit d'alimentation des colonnes a été choisi afin de simuler le TRHv d'une section supplémentaire dans le marais, soit 1 à 2 jours. Le TRHv total du marais est d'environ 5 jours. Le débit d'alimentation choisi est de 0.385 ml/min dans chaque colonne. Les colonnes sont échantillonnées à la sortie qui se trouve au bas de la colonne. Les temps de rétention hydraulique d'une colonne vide seraient donc de 52 h. Les débits, les volumes et les temps de rétention réels des colonnes en opération sont présentés dans la section résultats.

Parmi ces paramètres, le carbone organique total, la DCO totale et le pH ont aussi été mesurés par le laboratoire Agat lors des trois suivis environnementaux de 2015 au point 7K du marais Polytechnique. Le premier et le troisième échantillon sont de 50 litres et ont été conservés à température pièce, alors que le second est de 8 litres et a été conservé à 4 °C. Les mesures sur ces échantillons sont effectuées à l'aide des mêmes méthodes qu'à la section précédente.

3.3.2.3 Matériaux filtrants

Les trois matériaux caractérisés sont l'alumine activée, l'ilménite et le sable chargé positivement. L'alumine activée de grade A provient de Kaiser Aluminum & Chemicals©, l'ilménite provient de Anthrafilter et le microsable de John Meunier Inc.

3.3.2.3.1 Formation de sable chargé positivement

Le sable utilisé est un microsable Actiflo® de John Meunier. Il est rincé dix fois ou jusqu'à ce que le surnageant soit clair à l'eau du robinet afin d'en supprimer les fines qui causeraient de la turbidité. Le sable rincé est ensuite séché dans un four à 105°C pendant 24 h, refroidi dans un dessiccateur pendant 2 heures, puis rangé dans une bouteille en plastique.

Un bain acide est effectué pour retirer les impuretés du sable : 200 g de sable rincé est mélangé à 200 ml d'une solution HCl 0.1M et brassé sur une plaque rotative à 160 rpm pendant 24 heures, puis rincé à l'eau du robinet jusqu'à ce que le pH du surnageant soit supérieur à 6,0. Le sable humide est ensuite séché à 105°C pendant 24h, refroidi dans un dessiccateur pendant 2 heures, puis rangé dans une bouteille en plastique.

Une solution d' AlCl_3 1 M est préparée à partir de 241.4 g de chlorure d'aluminium hydraté ($\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) et 1 L d'eau Milli-Q.

La formation d'une couche d'aluminium autour des grains de sable est inspirée de Lukasik et al. (1996) où 200g de sable sec rincé et lavé à l'acide est mélangé à 200 ml d'une solution d' AlCl_3 1M dans un erlenmeyer de 1 L sur une plaque rotative à 160 rpm à température pièce. Puis, à l'aide d'un compte-goutte, le pH est ajusté à 6.0 par l'ajout goutte à goutte de NaOH 4M (environ 3 ml/min). L'erlenmeyer est transféré dans un mélangeur orbital Thermo Forma™ ajusté à 160 rpm et 60°C pendant 48 heures. Le sable sec est ensuite rincé à l'eau du robinet jusqu'à ce que le surnageant soit clair et possède un pH supérieur à 6.0. Le sable traité est ensuite séché à 60°C pendant deux jours et rangé dans une bouteille de plastique.

3.3.2.3.2 Caractérisation des matériaux

Le sable lavé et le sable traité ont tous les deux été analysés pour leur teneur en aluminium par ICP-MS au laboratoire de génie géologique de Polytechnique. Les échantillons ont été préalablement broyés et dissouts dans une solution acide. L'alumine activée a été analysée pour aluminium et l'ilménite pour l'aluminium et le fer selon la même procédure.

Le sable lavé ainsi que le sable traité ont été analysés par *Environmental Scanning Electron Microscopy - Energy Dispersion Spectroscopy* (ESEM-EDS) au laboratoire de microscopie électronique du département de génie chimique à Polytechnique. Des photographies de la surface du sable ainsi qu'une analyse de la composition du sable sont produites.

Des spectres FT-IR ont aussi été produits au LCM pour chaque phase de traitement du sable afin d'identifier les modifications chimiques de sa composition.

Une courbe granulométrique a été effectuée pour chaque matériau à l'aide d'une série de tamis et d'une plaque agitatrice. Des tamis de 2.5 mm à 5.0 mm ont été utilisés pour l'alumine activée, de 63 μm à 315 μm pour l'ilménite et de 53 μm à 595 μm pour le sable.

Les mesures de surface spécifique des matériaux ont été obtenues avec un *Autosorb-1* au laboratoire NanoQAM de l'UQAM. Le logiciel Quantachrome produit une courbe à partir de 7 points B.E.T. pour déterminer la surface spécifique.

Le protocole retenu pour la détermination du point de charge nulle (PCN) des matériaux est le titrage massique. Cette méthode fut d'abord proposée pour les oxydes simples (Noh et al., 1989), puis pour les oxydes mixtes (Reymond & Kolenda, 1999). Elle est utilisée pour déterminer le point de charge nulle de l'alumine activée et de l'ilménite.

Une solution de NaCl 0.1 M est produite à partir d'eau Milli-Q et dégazée pendant 60 minutes à température pièce. Sept erlenmeyers de 125 ml sont remplis respectivement de 0%, 0,01%, 0,1%, 1%, 5%, 10% et 20% massique de matériau et de 100 ml de la solution NaCl. Au moment de fermer hermétiquement les erlenmeyers avec un bouchon de caoutchouc, de l'azote gazeux est introduit à l'embouchure afin de retirer l' O_2 et le CO_2 de l'air dans l'erlenmeyer.

Les sept erlenmeyers sont ensuite placés dans un mélangeur orbital à 25°C et 160 rpm pendant 24 heures. Le pH du surnageant de chaque erlenmeyer est finalement mesuré pour construire une courbe de titration massique qui tend vers le PCN.

3.3.2.4 Extraction à l'hexane

Une expérimentation visant à quantifier l'adsorption des PCDD/F au montage de l'expérimentation en colonne (tubes, valves, colonne) a été effectuée. Celle-ci consiste à faire circuler un solvant puissant, l'hexane, à l'intérieur du montage de la colonne témoin afin de désorber les PCDD/F qui y serait attachés. Le montage de l'expérimentation est présenté à la Figure 3-13: Montage de l'expérimentation d'extraction des PCDD/F à l'hexane

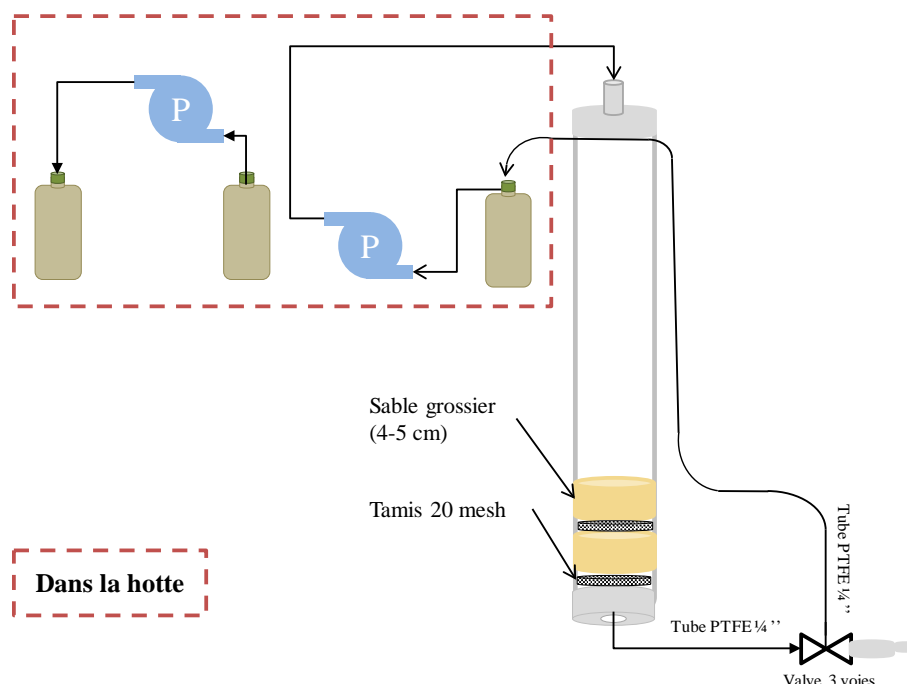


Figure 3-13: Montage de l'expérimentation d'extraction des PCDD/F à l'hexane

Après que la colonne soit complètement vidée, un réservoir contenant 1,5 L d'hexane est placé en amont du montage pour faire circuler l'hexane dans la colonne pendant 2 jours. Les mêmes instruments ont été utilisés pour faire circuler de l'hexane dans deux bouteilles neuves dans la même hotte, afin de servir de blanc. Des analyses en PCDD/F sont ensuite effectuées sur l'hexane ayant circulé dans la colonne et sur l'hexane ayant circulé dans des bouteilles neuves.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1: TREATMENT OF A MIXED WOOD PRESERVATIVE LEACHATE BY A HYBRID CONSTRUCTED WETLAND AND A WILLOW PLANTED FILTER

Cet article a été publié dans le numéro d'avril 2017 de la revue *Water Science and Technology* (Lévesque et al., 2017). De plus, une version résumée a été publiée dans le recueil de comptes rendus de la conférence *Wetland System for Water Pollution Control 2016* affiliée à l'*International Water Association (IWA)* et a fait l'objet d'une présentation orale dans le cadre de cette conférence ayant eu lieu à Gdansk en Pologne du 5 au 9 septembre 2016.

Auteurs : Lévesque, Sophie ^{*1}, Demers, Emmanuelle², Brisson, Jacques², Comeau, Yves¹

¹ Département des génies civil, géologique et des mines
Polytechnique Montréal
2900, boul. Édouard-Montpetit
Montréal, Québec, Canada
H3T 1J4
sophie.levesque@polymtl.ca
yves.comeau@polymtl.ca

² Université de Montréal
C.P. 6128, succursale Centre-ville
Montréal (Québec) CANADA
H3C 3J7

et

Institut de recherche en biologie végétale (IRBV)
Centre sur la biodiversité
4101 Sherbrooke Est
Montréal, QC, Canada
H1X 2B2
emmanuelle.demers@umontreal.ca
jacques.brisson@umontreal.ca

*Corresponding author

4.1 Abstract

The performance and removal mechanisms of a hybrid constructed wetland (HCW) followed by a willow planted filter (WPF) were evaluated for the treatment of a leachate contaminated by wood poles preservatives (PCP and CCA) to reach the storm sewer discharge limits. The HCW aimed to dechlorinate the PCP and PCDD/Fs and to remove metals by adsorption and precipitation. The HCW was efficient to remove PCP (>98.6%), oil, arsenic (99.4%), chromium (>99.2%), copper (>99.6%) and iron (29%) under their discharge limits, but it was unable to reach those of Mn and PCDD/Fs with residual concentrations of 0.11 mg Mn/L and 0.32 pg TEQ/L. Iron and manganese could be removed but were subsequently released by the HCW due to low redox conditions. No dechlorination of PCDD/Fs was observed since its chlorination profile remained the same in the different sections of the HCW. Adsorption was the most probable removal mechanism of PCDD/Fs. The WPF was able to remove some residual contamination, but it released Mn at a gradually decreasing rate. Total evapotranspiration of the leachate by a larger fertilized WPF and the construction of an underground retention basin are proposed to prevent any discharge of PCDD/Fs traces in the environment.

Keywords: constructed wetland, willow filter, dechlorination, adsorption, PCDD/Fs, evapotranspiration

Abbreviations:

CCA:	Chromated copper arsenate
CWs:	Constructed wetlands
HCW:	Hybrid constructed wetland
GC-MS:	Gas chromatography coupled with mass spectrophotometer
HSSF:	Horizontal subsurface flow
OCDD:	Octachlorodibenzo-dioxin
PCDD/Fs :	Polychlorodibenzo-p-dioxins / polychlorodibenzofurans
PCP:	Pentachlorophenol
TCDD:	Tetrachlorodibenzo-p-dioxin
TEQ:	Toxic equivalent
WPF:	Willow planted filter
ZVI:	Zero valent iron

4.2 Introduction

Wood is widely used for industrial purposes in Canada, such as cross-ties and poles for electrical or communication lines support. They are usually treated with preservatives such as pentachlorophenol (PCP) or chromated copper arsenate (CCA) to prevent them from fungi and insects and extend their life expectancy (EPRI 2002). When newly treated and old wood poles are stored together outside in stockpiles, they come into contact with rainfall, creating a leachate that can contaminate the environment (Sudell 1992).

The leachate treatment technology installed next to a wood pole stockpile site consists of a system of constructed wetlands (CWs) and a willow planted filter (WPF) designed to treat the targeted contaminants, especially polychlorodibenzo-p-dioxins/polychlorodibenzofurans (PCDD/Fs), an impurity of PCP based preservatives.

PCDD/Fs, also known as “dioxins and furans” are molecules made of two benzene rings attached by one or two oxygen atoms and surrounded by one to eight chlorines (Gibson; et al. 1986). Among 210 congeners of PCDD/Fs, 17 are considered toxic and subject to environmental regulations. Congeners are weighted by a toxic equivalent factor and summed to calculate the toxic equivalent (TEQ) which is the regulated parameter (Van den Berg et al. 2006). A non-detect congener is not considered in the TEQ calculation.

The objective of this field study was to compare various extensive constructed wetland technologies to treat the wood pole stockpile leachate and meet municipal storm sewer discharge limits (CMM 2008). These discharge limits were 1 mg/L for arsenic, chromium and copper, 15 mg/L for iron, 0.1 mg/L for manganese, 15 mg/L for total oil and grease and 60 µg/L for PCP. For PCDD/Fs, the reference criterion was 0.0031 pg TEQ/L which is meant for the safety of piscivorous birds and mammals (Fenner 1995; MDDEFP 2013).

This paper focuses on the performances of one of the CWs that consisted of four sections and of the WPF to propose a final concept of a full-scale wood preservative leachate management strategy.

4.3 Methodology

Four different wetlands with intermediate sampling points were used to treat the leachate in parallel systems (sampling points P3 to P11; Figure 4-1). Then, those pretreated effluents were mixed into

one connecting point (P12) to be pumped into a willow planted filter for polishing. The effluent of the WPF (P13) was then sent to a storm sewer as illustrated in Figure 4-1.

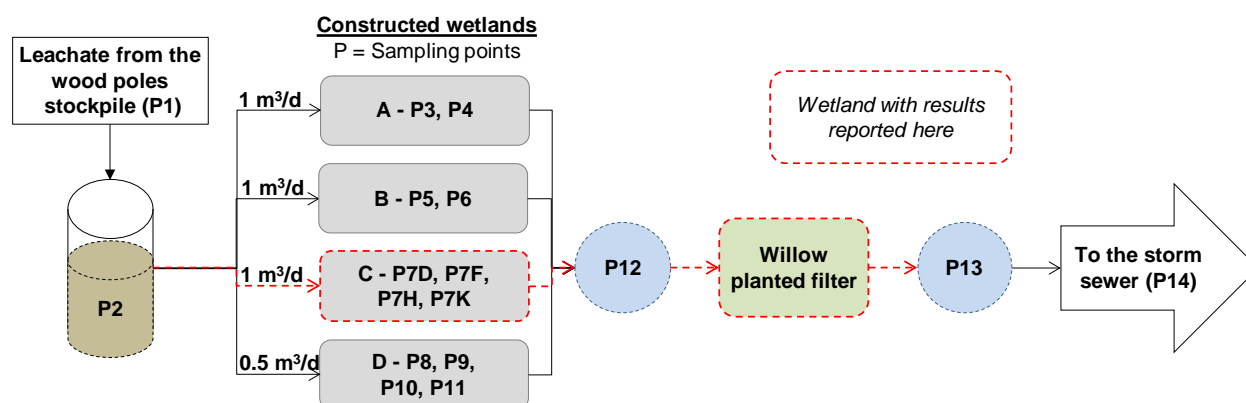


Figure 4-1 : Flow diagram of the wetland system from the wood poles stockpile (P1) to the storm sewer (P14). Only one of the constructed wetlands (CW C) and the willow planted filter are reported in this paper. P1 to P14 are sampling points.

The treatment system was operated from May to November of 2012 to 2015. The system was hibernated from December to April due to the cold climate that freezes the soil and leachate. A concentrated leachate made from wood pole embedment ends, macerated in water was spiked to the leachate (6% v/v) in 2012 at P2 to reach more quickly the end of life of the system. From July 2013, only the leachate was pumped into the system.

The wood stockpile area has a surface of 2240 m² and receives approximately 1 m of precipitation every year. Under the poles, a storage volume of 514 m³ is available. Throughout the year, the leachate volume varies depending on the precipitation and evaporation in the basin, and on the treatment capacity of the wetland system.

The wetland under study (CW C) consisted of a 0.8 m deep and 40 m² horizontal subsurface flow (HSSF) hybrid constructed wetland receiving 1 m³/d and consisted of four sequential sections, one wetland and three filters, separated by empty plastic permeable sampling boxes (Figure 4-2). The first section was filled with sand (52%), blond peat (40%) and zero valent iron powder (ZVI; 25µm; 8%v) and was maintained under anaerobic conditions by a top geomembrane. The function of this section was to dechlorinate highly chlorinated congeners of PCP and PCDD/Fs. The second section was filled with sand (75%), black peat (25%) and calcined clay (5%), was equipped with forced aeration and was planted with *Phragmites australis*. This wetland section (identified “aerobic” in Figure 4-2) aimed to oxidize contaminants and dechlorinate the lower chlorinated congeners of

PCP and PCDD/Fs. The third section was filled with electric arc furnace steel slag to remove metals, especially ZVI escaping from the first section. The fourth section was made of 100% blond peat to neutralize the high pH arising from the steel slag section.

The HSSF willow planted filter (*Salix miyabeana* SX67) was 48 m², 1.5 m deep and filled with sand (80%) and brown peat (20%). Its function was to treat the residual contamination and to evapotranspire some of the 3.7 m³/d of leachate coming from the four HCWs.

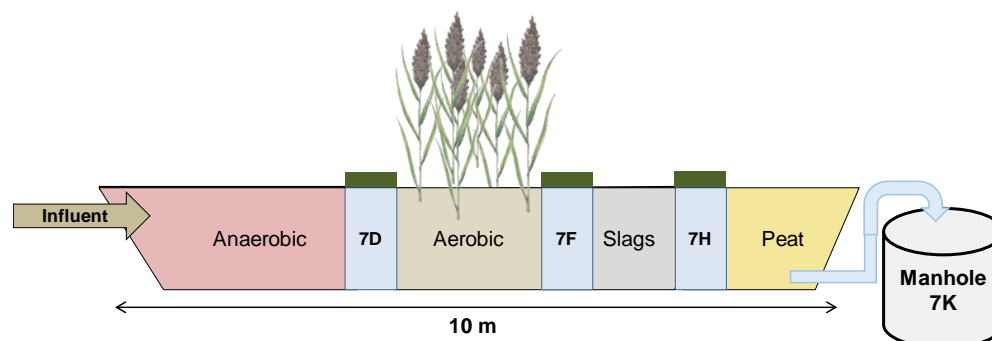


Figure 4-2 : Four sections of the hybrid constructed wetland (HCW) and sampling points

Monitoring was made twice a month to collect data for pH, redox potential (ORP), temperature and conductivity. Sampling campaigns for potential pollutants were made three to four times per year (total of 14 campaigns) at every intermediate point (P2, P7D, P7F, P7H, P7K, P12 and P13; Figure 1; Figure 2). Measures and sampling are made approximately at mid-water depth. Analyses included As, Cr, Cu, Fe, Mn, total oil and grease, PCP, PCDD/Fs, and many other parameters that are not presented in this paper, all of which were analyzed in a certified laboratory. Plant biomass from the HCW and WPF was sampled in October 2013 for analyses of As, Cr, Cu, PCP and PCDD/Fs. Roots were rinsed with tap water, while aerial parts have had no special treatment before being stored in glass jar at 4°C (Demers, 2015) The substrate in each section of the HCW was also sampled for PCDD/Fs contamination in 2015 to determine if it had to be managed as contaminated soils.

Considering the initially high detection limits and many non-detects (or censored data), statistical analysis of the data for metals included modelling of left censored data with regression on order statistic (ROS) model using R software and especially the NADA package. This statistical treatment was made on datasets having successfully passed a Shapiro test to conclude about the normality or log normality of their distribution. The datasets that failed the Shapiro test were

compared but no modeled data were generated. To determine the difference between two sets of data, the function *cendiff* and/or Wilcox test was used (p-value < 0.05; Lee 2013).

PCDD/Fs are measured by gas chromatography coupled with high resolution mass spectrophotometer (GC-HRMS) by a standard governmental method (CEAEQ 2011). The detection limits are different for every congener and for every sample because it is based on the final extraction volume, the recovery rate of standards, the extraction column performance and other parameters. For the analysis of the PCDD/Fs removal, only the eight-chlorine dioxin congener (OCDD) was used to measure the performance of the process because the others were often under their detection limit and could not be modelled. The removal efficiency was calculated either on the basis of an arithmetical removal or the log removal.

Equation 4-1 : Removal equations

	<i>% removal</i>
Arithmetic removal formula	$= ([Metal]_{in} - [Metal]_{out}) / [Metal]_{in} \times 100\%$

Log removal formula	$\text{Log removal} = \log_{10}[OCDD]_{in} - \log_{10}[OCDD]_{out}$
----------------------------	---

4.4 Results & Discussion

4.4.1 Operating conditions

The leachate showed an average pH of 6.4 and a redox potential of -67 mV. Throughout the HCW, the ORP decreased in the anaerobic section (P7D) and became positive in the aerobic one (P7F). Downstream from point P7F, the redox potential gradually decreased until -170 mV at the HCW effluent point (P7K). The pH was neutral in the first section, but variable in the aerobic section (7.0 to 10.6), probably due to some back-mixing from the slag section. The peat was able to neutralize the pH from 11.0 in the slag section to 7.7 on average, during the whole duration of the experiment.

The flow of leachate pumped into the four wetlands was not constant in the four years of operation due to variation of the precipitation, and thus, total quantity of leachate to treat. The leachate flow ranged from 0.5 m³/d to 1.0 m³/d and the rain falling directly into the HCW contributed with 0.1 m³/d to the flow on average. Extremes of 2.3 m³/d to 4.5 m³/d of pre-treated effluent and rain

was filtered through the willow planted filter depending on the weather. There was no sign of surface runoff or clogging in the first four years of operation.

The evapotranspiration in the HCW was observed through the variation of up to 36% of the outflow between hot summer days and nights, but could not be precisely evaluated due to a lack of recorded data of the inflow. The expected mean evapotranspiration in summer is around 3 mm/d to 4 mm/d for *Phragmites australis* (Burba et al. 1999; Born et al. 2011) which represents 0.14 m³/d or 17% of the inflow in the HCW. For the WPF, 5.3 mm/d is expected to be evacuated by evapotranspiration on average (Guidi et al. 2008; Coreen & Gill 2015), which represents a potential of 0.25 m³/d or 7% of the total 3.5 m³/d theoretical pumped influent.

4.4.2 Metals and Metalloids

Metal analysis of the leachate showed that the macerated water did not have a significant influence on the CCA concentrations (As, Cr, Cu). An increased concentration of CCA would be useful to estimate the limitations of the HCW treatment capacity, which were not reached in this study.

The arsenic (As) mean concentration in the leachate was 0.77 mg/L and was removed at a level of 96.2% by the first anaerobic section (Figure 4-3A – P7D). This removal was attributed to chemisorption onto peat, in particular with humic substances (Palmer et al. 2015). The aerobic section, brought the removal of up to 99.5% (P7F). Downstream from this point, there was no significant change in As concentration in the slag and peat sections (Figure 4-3A). The four parallel wetlands together were able to remove 88.5% of As. The WPF was able to treat 81.8% of the residual As contamination with a final average of 0.016 mg/L over four years. The As concentration was not significantly different throughout each season or year of the study.

Chromium (Cr) and copper (Cu) were removed by the first two sections like arsenic, but were below the detection limit (0.001 mg/L) in points P7F to P7K. From an influent concentration of 0.13 mg/L and 0.26 mg/L, respectively, Cr and Cu were removed at 95.6% and 91.7% in the anaerobic section. The four parallel wetlands together removed 89.9% of the chromium and 89.7% of the copper. The WPF removed 68.6% and 81.5% of the residual Cr and Cu with a final average concentration of 0.004 mg/L and 0.005 mg/L during the four years of operation.

Constructed wetlands A, B and C had similar performances, but CW D did not perform as well because it was designed to compare four different macrophyte species (in parallel CWs) and not to treat the leachate.

There are three main removal mechanisms for As, Cr and Cu in the HCW and the WPF: adsorption onto peat, co-precipitation with Fe and Mn oxyhydroxides and bioaccumulation. The adsorption onto peat is used for the retention of diverse contaminants in water treatment and wetlands, including As, Cr and Cu (Sen Gupta et al. 2009; Hu et al. 2010; Palmer et al. 2015). This removal mechanism is efficient until the saturation of the media, which depends on the amount of adsorption sites. The adsorption rates depend on the cation exchange capacity (CEC) and the contaminant concentration. Since most of the treatment is made in the first two sections which contain peat, adsorption is probably occurring in the HCW. The diminution of the efficiency of the anaerobic section would be a sign of saturation of the media and must be monitored.

Precipitation and co-precipitation of CCA contaminants with iron and manganese hydroxide can occur in wetland systems and can be a problem if they dissolve further in anaerobic conditions (Keon et al. 2001; Kadlec & Wallace 2009; Pedescoll et al. 2015). In this pilot experiment, no dissolution of As, Cr and Cu were observed even though Fe and Mn release were occurring in the last section of the HCW and in the WPF, hence, co-precipitation may not be the main removal mechanism. The bioaccumulation of As, Cr and Cu are observed in treatment wetlands, but it could not be confirmed in the present study due to high detection limits (Bragato et al. 2009; Demers 2015). The HCW and WPF were able to treat the contamination efficiently from CCA preservative under the discharge criteria and did not reach their end of life after four years of operation.

The Fe concentration in the HCW increased occasionally at the end of the AN section, probably because of leaching from the ZVI powder. The subsequent sections (OX and Slag) were efficient to remove iron and it was below the detection limit of 0.07 mg/L in the effluent (Figure 4-3B).

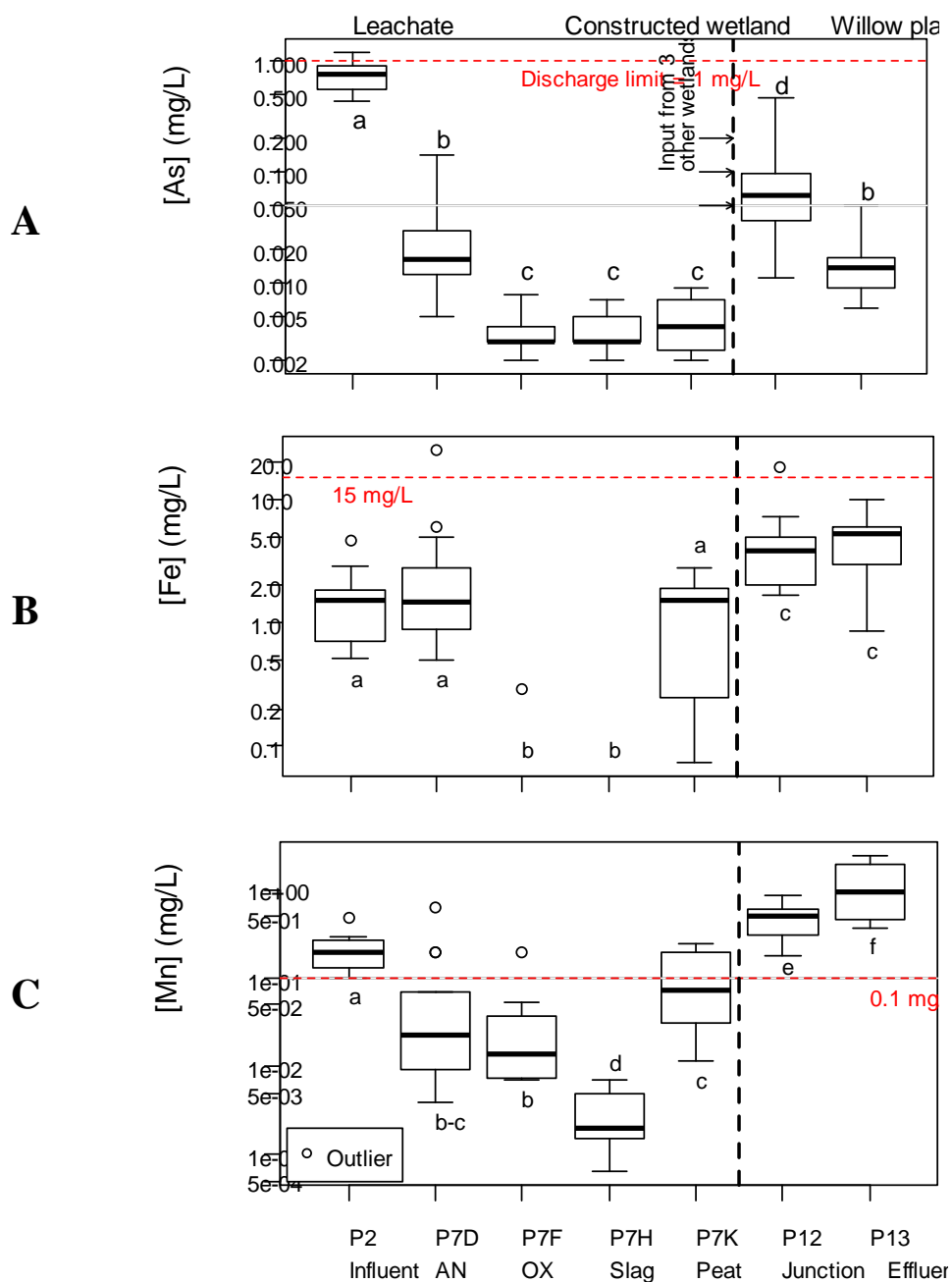


Figure 4-3 : Efficient removal of arsenic (A), iron (B) and manganese (C) concentrations by the first sections of the HCW and release of Fe and Mn by the peat section. The willow planted filter removes As, has no impact on Fe and releases Mn and. Note: the letters “a to f” represent statistically different concentration for a contaminant.

The main removal mechanism of Fe in the OX section was probably oxidation due to the forced aeration, favouring precipitation. The peat section released Fe, giving a mean effluent

concentration of 1.2 mg/L. The proposed explanation for this was the solubilization of the blond peat or of iron oxide precipitates retained in it. Globally, the HCW did not affect the Fe concentration, since P2, P7D and P7K were not statistically different.

The manganese (Mn) average concentration in the influent leachate was 0.21 mg/L, which exceeded the discharge limit criteria of 0.1 mg/L. The anaerobic section was able to remove 57% of the Mn, the aerobic section brought the removal efficiency up to 83% and the slag section to 99%. Just like for the iron, the redox and pH conditions were considered responsible for the removal of Mn. The peat section (P7K) released increasing concentrations of manganese such that the total removal of the HCW was 47% (effluent of 0.11 mg/L) over four years. The blond peat may be aging or oxidizing over time. At the junction of the wetlands (P12), the Mn was twice the initial concentration and the WPF released even more Mn as shown by its average of 1.3 mg/L effluent concentration (P13). The brown peat in the substrate of the WPF and other wetlands must have released Mn. Contrarily to the HCW, the WPF showed a gradual decrease in Mn release over time from 2.1 mg/L in 2012 to 0.4 mg/L in 2015. The Mn may be drained from the substrate and/or translocated into the willow's biomass. The maximum heights of willows recorded were 2.65 m in 2012, 2.83 m in 2013 and 2.6 m in 2014 while the number of stem was 3, 11 and 14 for the same years with a medium diameter of 2 cm. All individuals survived (Demers, 2015).

Iron and manganese release is often observed in HSSF constructed wetlands, because of their redox sensitivity that tends to decrease in time and stages of the wetlands, enhancing the re-dissolution of oxyhydroxides precipitates (Kadlec & Wallace 2009; Pedescoll et al. 2015) Hence, the addition of forced aeration at the end or in the WPF may be enough to address the Mn exceeding concentrations. The efficiency of a slag filter for the retention of iron could not be evaluated clearly in the HCW, since the aerobic section was sufficient to treat it. However, the slag section was the most effective process for the removal of Mn and it is considered promising for the retention of Fe and Mn in wetland systems.

4.4.3 Organic contaminants

The addition of macerated water resulted in a high concentration of organic contaminants in the influent as indicated by average values of 210 µg PCP/L and 250 pg TEQ/L of PCDD/Fs in 2012, compared to 2.7 µg PCP/L and 130 pg TEQ/L of PCDD/Fs after 2012. With or without the spiked

influent, however, PCP, hydrocarbons, oil and grease were easily removed by the first anaerobic section (P7D; < 1 µg PCP/L; < 0.1 mg/L C₁₀-C₅₀ hydrocarbons; < 3 mg/L of total oil and grease).

The PCDD/Fs toxic equivalent was almost always over the discharge criterion at every stage of the system whether the influent leachate was spiked with a concentrated leachate or not. To reach the criterion of 0.0031 pg TEQ/L, a total of 4.7 log removal (99.998%) of PCDD/Fs would have been required on average.

Most of the OCDD was removed at the beginning of the HCW in the anaerobic and aerobic sections (Figure 4-4). The slag section had a small negative impact on the removal of OCDD and the peat section a positive one, bringing the total removal of the HCW to 3.3 log removal (99.95%). The WPF was also able to retain some of the residual OCDD (87.1%), but the final concentration is similar to the anaerobic section. Overall, the wetland system could not reach the objective of 4.9 log removal. On some occasions, the criterion of 0.0031 pg TEQ/L was reached, but this was essentially attributed to occasional higher detection limits, bringing the toxic equivalent calculation of a congener to zero in case of non-detection. The removal efficiency of OCDD remained relatively constant over the four years of operation.

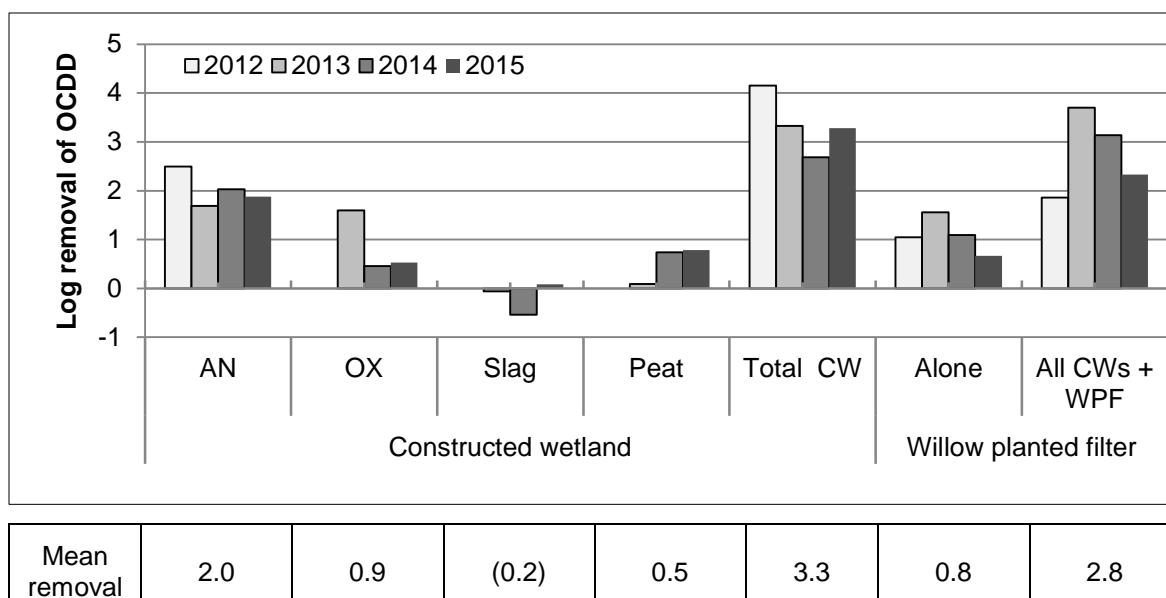


Figure 4-4 : The most efficient sections to remove OCDD are the first two sections of the HCW and the WPF because they are receiving the highest concentrations.

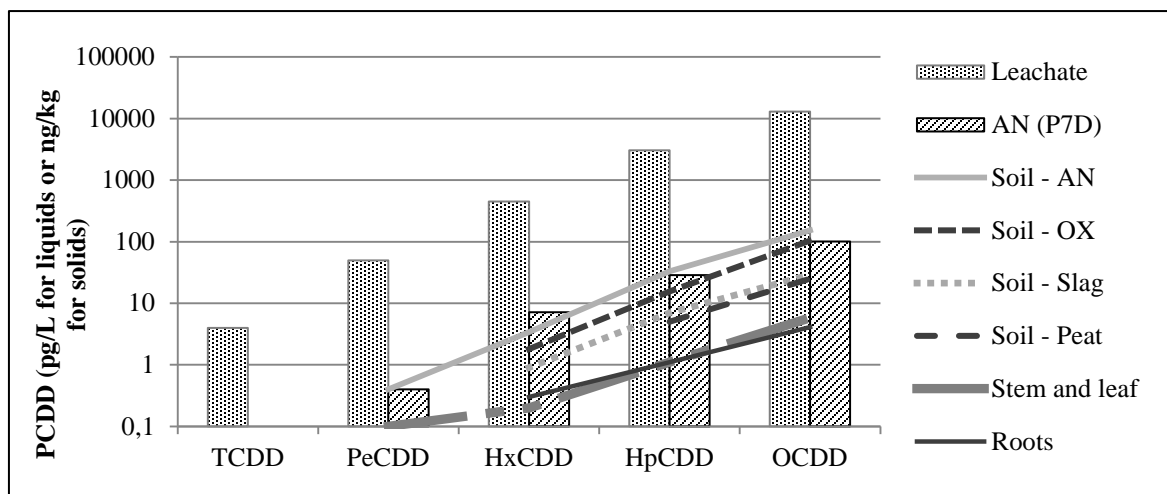


Figure 4-5 : The PCDD isomers concentration profile is the same in the leachate and the anaerobic section effluent, in the substrate of the four sections and the biomass of the constructed wetland. Note: the same profile was observed for furan isomers.

Although PCDD/Fs dechlorination was first assumed to be an important removal mechanism, it appeared that adsorption may have been the dominant removal mechanism during the study for three main reasons: most of the removal was achieved at the beginning of the HCW (Figure 4-4), the chlorination profile was stable throughout the sections of the HCW and the same profile was found in the different phases (water, soil and biomass) of the HCW (Figure 4-5). The adsorption rate is directly correlated with the concentration, which is always higher upstream in the treatment. If the ZVI in the anaerobic section was able to remove chlorine from the highly chlorinated congeners, they would be found at lower concentrations while the lower chlorinated congeners would increase in concentration, especially when the OCDD is much more present than the TCDD (10 000:1). Instead, the profile keeps the same slope and the ratio of contamination (anaerobic relatively to leachate) is stable for every isomer (Figure 4-5). The symmetry of the water contamination in the soils and in the biomass of macrophytes confirms those conclusions. The substrate of the HCW is decreasingly contaminated (from the first to the last sections) and the PCDD/Fs profile is the same in substrates, the biomass and the water, showing no degradation of the highly chlorinated congeners or increase of the lowest chlorinated congeners.

Removal by adsorption also means that PCDD/Fs are accumulating in the substrate rather than being degraded. Thus, the saturation of the anaerobic section substrate is expected, but the end of life could not be predicted. The saturation is observed when the efficiency starts to decrease in the first sections. The management of the substrates at the dismantlement of the pilot must also

consider soil contamination. The few measures of biomass and media contamination show that the accumulation of PCDD/Fs was not sufficient to consider them as hazardous waste according to the regulation applicable.

4.4.4 Full-scale implementation

Since the PCDD/Fs removal objective could not be achieved by the treatment system studied, the total evapotranspiration of the leachate by the WPF was considered. This pilot scale study was able to demonstrate the capacity of willows to survive and grow in a pre-treated effluent. Further studies on willow evapotranspiration capacity should lead to a full-scale conception with a larger WPF able to respond to the needs of the site. These studies could include the impact of fertilization, of pruning of the willows and of a free surface flow design on the evapotranspiration potential of a WPF.

For a full-scale implementation, other elements should be taken in consideration, especially the construction of a retention basin to manage the total amount of leachate and the separation of the CCA and PCP treated wood poles to create two distinct leachates. CCA treated wood poles leachate could be treated by a hybrid constructed wetland with an added aeration without polishing by a WPF, while PCP treated wood poles leachate could be treated by a simpler hybrid constructed wetland composed of anaerobic and aerobic sections followed by an underground retention basin upstream of a larger total evapotranspiration WPF.

4.5 Conclusion

The *in situ* treatment system consisting of a hybrid constructed wetland and a willow planted filter was able to treat a mixed wood preservative leachate and meet discharge criteria for chromium, copper, arsenic, iron, PCP and oil, but not for manganese nor PCDD/Fs. Most metals were removed by oxidation, precipitation or adsorption onto the substrate. The main removal mechanism for PCDD/Fs was adsorption and not dechlorination as initially hypothesized. Considering this, a prospective decline in removal efficiency is expected in years to come and the substrate should be monitored to comply with regulations before dismantlement. As a short-term solution to remove the excess manganese, passive or forced aeration added in or after the WPF is proposed.

For the implementation of a full-scale leachate management system, it would be advisable to separate the PCP and CCA poles storage areas to be able to manage them differently. CCA leachate would be treated with the same configuration of HCW without WPF while PCP leachate would be first sent to a system composed of anaerobic and aerobic zone CWs followed by underground retention basins upstream of a total evapotranspiration willow planted filter.

References

- Borin, M., Milani, M., Salvato, M., & Toscano, A. (2011). Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy. *Ecological Engineering*, 37(5), 721-728. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.05.003
- Bragato, C., Schiavon, M., Polese, R., Ertani, A., Pittarello, M., & Malagoli, M. (2009). Seasonal variations of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex steudel in a constructed wetland of North Italy. *Desalination*, 246(1), 35-44. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.036
- Burba, G. G., Verma, S. B., & Kim, J. (1999). Surface energy fluxes of *Phragmites australis* in a prairie wetland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 94(1), 31-51. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00007-6
- CEAEQ. (2011). Détermination des dibenzo-para-dioxines polychlorés et dibenzofuranes polychlorés : Dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. (MA. 400 – D.F. 1.1). Retrieved from <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA400DF11.pdf>
- Communauté Métropolitaine de Montréal (2008). *Règlement numéro 2008-47 sur l'assainissement des eaux (Rule number 2008-47 on water treatment)*, Québec, (PDF) 13 p. and 2 Appendices.
- Curneen, S., & Gill, L. (2015). Upflow evapotranspiration system for the treatment of on-site wastewater effluent. *Water*, 7(5), 2037.
- Demers, E. (2015). *Effet des macrophytes aquatiques sur le traitement d'eau contaminée à l'ACC et au PCP*. (M. Sc.), Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal, Montréal.
- EPRI. (2002). Treated Wood Poles: In Use in the Environment. Retrieved from http://wooddoc.org/utills/General/EPRI_Treated_Wood_Poles_In_Use_In_the_Environment_QA.pdf
- Fenner, K. A. (1995). *Final water quality guidance for the great lakes system*. Office of the Federal Register, National Archives and Records Administration Retrieved from <https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-1995-03-23/pdf/95-6671.pdf>
- Gibson, G. G., & Skett, P. (1986). Factors affecting drug metabolism: external factors. In *Introduction to Drug Metabolism* (pp. 256). Cheltenham, UK: Nelson Thornes.

- Guidi, W., Piccioni, E., & Bonari, E. (2008). Evapotranspiration and crop coefficient of poplar and willow short-rotation coppice used as vegetation filter. *Bioresource Technology*, 99(11), 4832-4840. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.055
- Helsel, D. R. (2012). *Statistics for censored environmental data using Minitab and R* (2nd ed.). Hoboken, N.J.: Wiley.
- Hu, L., Diez-Rivas, C., Hasan, A. R., Solo-Gabriele, H., Fieber, L., & Cai, Y. (2010). Transport and interaction of arsenic, chromium, and copper associated with CCA-treated wood in columns of sand and sand amended with peat. *Chemosphere*, 78(8), 989-995. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.019
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.
- Keon, N. E., Swartz, C. H., Brabander, D. J., Harvey, C., & Hemond, H. F. (2001). Validation of an arsenic sequential extraction method for evaluating mobility in sediments. *Environmental Science & Technology*, 35(13), 2778-2784. doi:10.1021/es001511o
- Lee, L. (2013). NADA: Nondetects and data analysis for environmental data [R package]. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=NADA>
- Palmer, K., Ronkanen, A.-K., & Kløve, B. (2015). Efficient removal of arsenic, antimony and nickel from mine wastewaters in Northern treatment peatlands and potential risks in their long-term use. *Ecological Engineering*, 75, 350-364. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.045
- Pedescoll, A., Sidrach-Cardona, R., Hijosa-Valsero, M., & Bécares, E. (2015). Design parameters affecting metals removal in horizontal constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 80, 92-99. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.035
- ministère du Développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. *Critère de la qualité de l'eau de surface (Criteria for the quality of surface water)*, 3rd edition, Québec, 510 p. and 16 Appendices.
- Sen Gupta, B., Curran, M., Hasan, S., & Ghosh, T. K. (2009). Adsorption characteristics of Cu and Ni on Irish peat moss. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 954-960. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.02.01
- Sudell, G., Selvakumar, A., Wolf, G. (1992). Contaminants and Remedial Options at Wood Preserving Sites. U.S. EPA Retrieved from <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=30002OK5.txt>
- Van den Berg, M., Birnbaum, L. S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Peterson, R. E. (2006). The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Toxicological sciences*, 93(2), 223-241. doi:10.1093/toxsci/kfl055

CHAPITRE 5 RÉSULTATS ET DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce chapitre présente les résultats complémentaires et la discussion relativement au marais filtrant pilote ainsi qu'aux expérimentations en laboratoire. À la section 5.1, les résultats complémentaires à l'article du chapitre 4 sur le marais pilote sont présentés. Ils incluent une analyse sur les limites de détection de PCDD/F, un bilan hydrologique du marais Polytechnique, un fractionnement de l'eau du marais et les résultats des mesures complémentaires en PCDD/F de l'eau de pluie et des substrats du marais.

À la section 5.2.1 les résultats des expérimentations en laboratoire sont développés. L'expérimentation de filtration membranaire est d'abord validée par un bilan de masse, puis les résultats du fractionnement de la DCO et du carbone sont présentés et discutés. Finalement, la section 5.2.2 sur la filtration granulaire en colonne présente les résultats de caractérisation des matériaux de filtration utilisés et l'hydraulique des colonnes, suivi des résultats et de la discussion associés à la filtration du lixiviat prétraité.

5.1 Résultats complémentaires du marais pilote

La section suivante a pour but de compléter les résultats présentés dans l'article 1 sur le marais pilote et de poser une réflexion plus générale sur la gestion des poteaux de bois traités. Les résultats de quatre années de suivi environnemental ont permis de récolter des données intéressantes sur le milieu dans lequel se trouve le marais, sur les méthodes des laboratoires externes, l'instrumentation utilisée sur le site et le devenir des médias filtrants à la fin de vie utile du marais. Ces données permettent de faire une série de recommandations pour le site de Laval, mais aussi pour des conceptions futures de marais filtrant traitant un effluent semblable ou construit dans un milieu similaire.

5.1.1 Limites de détection

Les limites de détection des congénères des PCDD/F varient pour chaque échantillon et pour chaque congénère. Le Tableau F – 1 à l'Annexe F présente les limites de détection minimum par congénères pour les 17 congénères toxiques des PCDD/F. Les données des 14 campagnes et de 16

points échantillonnages ont été utilisées, soit 3808 données. Un résumé de cette analyse est présenté au Tableau 5-1.

La sommation de ces limites de détection pondérées par leur équivalent toxique montre qu'un équivalent toxique (TEQ) minimum de 0,52 pg TEQ/L peut être mesuré sans que les limites de détection soient atteintes, ce qui annulerait la toxicité équivalente calculée pour un congénère. Ainsi, en deçà d'environ 0,52 pg TEQ/L, il ne peut être admis que la toxicité réelle d'un échantillon est vraiment celle mesurée, puisque la limite de détection analytique avec les instruments utilisés ne permet pas la détection des PCDD/F dans des concentrations infimes qui sont tout de même considérées potentiellement toxiques.

Tableau 5-1 : Limite de détection rapportée (LDR) minimum et minimum-moyenne pour 17 congénères de PCDD/F pondérés par leur facteur de toxicité (TEF).

Année	LDR _{min}	LDR _{moy}	TEF	LDR _{min} * TEF	LDR _{moy} * TEF
2,3,7,8-Tétra CDD	0,18	0,49	1	0,18	0,49
1,2,3,7,8-Penta CDD	0,18	0,52	1	0,18	0,52
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	0,17	0,65	0,1	0,017	0,07
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	0,16	0,65	0,1	0,016	0,06
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	0,14	0,65	0,1	0,014	0,07
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	0,16	1,36	0,01	0,0016	0,01
Octa CDD	0,28	2,65	0,0003	0,0001	0,0008
2,3,7,8-Tétra CDF	0,16	0,40	0,1	0,016	0,04
1,2,3,7,8-Penta CDF	0,12	0,47	0,03	0,0036	0,01
2,3,4,7,8-Penta CDF	0,13	0,41	0,3	0,039	0,12
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	0,12	0,53	0,1	0,012	0,05
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	0,1	0,37	0,1	0,01	0,04
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	0,12	0,41	0,1	0,012	0,04
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	0,13	0,63	0,1	0,013	0,06
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	0,13	0,61	0,01	0,0013	0,006
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	0,15	0,73	0,01	0,0015	0,007
Octa CDF	0,17	1,68	0,0003	0,00005	0,0005
Équivalent toxique de la limite de détection minimale et minimale moyenne (pg TEQ/L)				0,52	1,60

L'objectif de 0,0031 pg TEQ/L se situe donc 170 fois sous l'équivalent toxique de la limite de détection minimale obtenue au courant de cette étude. Cette analyse montre que la toxicité des dioxines et furanes est telle que la limite de quantification, bien qu'elle soit déjà très basse (pg/L), n'est pas suffisante pour certifier qu'un échantillon n'est pas toxique pour la faune aviaire.

Conséquemment, l'alternative « zéro rejet » devient particulièrement pertinente. D'une part, les problèmes liés aux limites de détection des PCDD/F sont éliminés. D'autre part, elle permet de se soustraire à l'analyse périodique de la qualité de l'eau, ce qui entraîne une diminution des coûts du projet ainsi qu'une diminution importante des rejets associés aux analyses, notamment des rejets en PCDD/F, qui nécessite de nombreux étalons dopés à des concentrations connues et plus élevées que l'échantillon comme tel (Ministre des Approvisionnements et Services Canada, 1992). Ces étalons peu volumineux (20 µL), mais très toxiques (5 pg /µL, soit 5 000 000 pg/L en 2, 3, 7, 8-TCDD), sont utilisés lors de l'analyse de PCDD/F et doivent aussi être disposées après leur utilisation comme des déchets dangereux.

Un projet « à rejet zéro » élimine la notion de qualité de l'eau pour la remplacer par la notion de quantité d'eau. Un bilan hydrologique du marais a donc été effectué pour déterminer la capacité actuelle du marais à éliminer l'eau qu'il traite.

5.1.2 Hydraulique du marais en 2015

5.1.2.1 Débit d'alimentation

La pompe d'alimentation du marais Polytechnique est régie par un automate programmable démarrant la pompe une fois l'heure, tel que présenté au Tableau 3-3 : Cycles d'alimentation du marais Polytechnique de 2012 à 2015. Le débit entrant dans le marais peut être calculé à partir de l'équation suivante :

Équation 5-1

$$Q_{entrant}(L/d) = T_{pompage}(min/d) \times Q_{pompe}(L/min)$$

Le temps de pompage en 2015 est passé de 222 min/d en début de saison à 232 min/d le 13 juillet lors de la reprogrammation de la pompe IRBV et à 250 min/d lors de la suppression de la condition d'arrêt des pompes de 7 août 2015. Le temps de pompage moyen pondéré est donc de 239 min/d. Le temps de pompage total du marais Polytechnique pour la saison 2015 était de 770 heures réparties sur une saison de 193 jours.

Le débit de pompage mesuré par les débitmètres « en ligne » est variable et n'a pas été enregistré en temps réel, ce qui induit une grande incertitude sur la mesure. La valeur du débit a été colligée

lors des visites et est estimée à en 2015 à 3,2 L/min, avec un minimum de 2,0 L/min et un maximum de > 4,0 L/min.

On estime à 148 m³ le volume total d'eau pompé dans le marais Polytechnique en 2015, soit environ 770 L/d (plutôt que 1000 L prévus) ou 32 L/h.

5.1.2.2 Précipitations

Les données de précipitation obtenues par la station météorologique sur le site de Laval corrigées montrent qu'un total de 965 mm de pluie sont tombés sur le site de Laval entre le 9 décembre 2014 et le 25 novembre 2015. Cela représente un écart de 5% inférieur avec la station météorologique de l'aéroport Pierre Elliot-Trudeau. Les données hivernales ont montré les plus grands écarts avec des stations météo avoisinantes et elles ont été exclues de l'analyse de l'évapotranspiration.

Pour le calcul du bilan hydrologique, seules les précipitations du début de mai à la fin de novembre 2015 sont considérées, soit 625 mm d'eau. Les précipitations hivernales qui fondent au printemps, entrent et sortent aussitôt du marais, car la vanne de vidange est laissée ouverte pendant l'hiver. Compte tenu de la superficie du marais (40 m²), 25 m³ d'eau provenant de précipitation sont considérés dans l'analyse du bilan hydrologique de 2015.

5.1.2.3 Débit de l'effluent

Le débit sortant du marais Polytechnique mesuré à l'aide d'un débitmètre à auget a été enregistré en continu pendant 119 jours sur les 193 jours à l'étude, en raison de blocage du débitmètre ou de la saturation de la mémoire de l'enregistreur (notamment lors d'événements de pluie importants). L'incertitude sur le débitmètre est de 15% selon le fournisseur. Une partie des données de la période à l'étude a dû être extrapolée à partir des données collectées, ce qui induit une incertitude supplémentaire.

Le débit sortant mesuré est variable contrairement au débit entrant qui est continu en cuvette horaire. Le débit minimum à la sortie du marais était de 10,8 L/h le 24 juin 2015 au moment où le débit entrant était d'environ 30 L/h. Le maximum enregistré était de 276 L/h lors d'un événement de pluie (45 mm de pluie en 24h) le 11 août 2015.

On estime à 142 m³ le volume total d'eau évacué du marais Polytechnique en 2015, soit environ 736 L/d ou 30,7 L/h en moyenne.

La Figure 5-1 montre l'amplitude des variations journalières et saisonnières du débit entrant et sortant au mois de juin et au mois de novembre pendant, dans chaque cas, trois jours consécutifs sans précipitations.

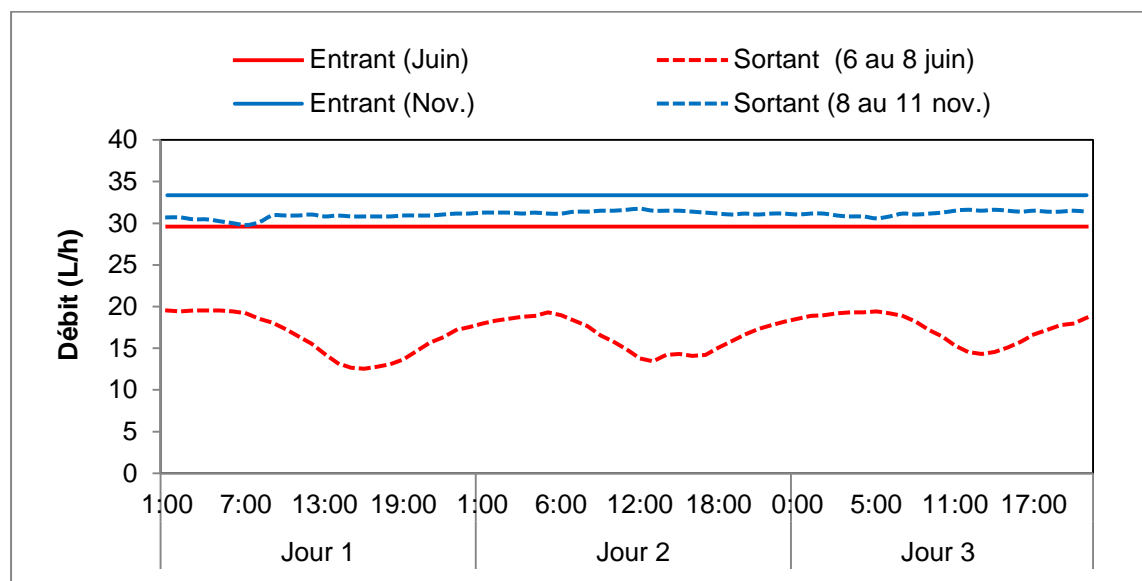


Figure 5-1 : Variation journalière et saisonnière du débit sortant du marais pendant trois jours du 6 au 8 juin 2015 et du 8 au 11 novembre 2015 sans précipitations et débits entrants pendant les mêmes périodes.

Au mois de juin, le débit varie grandement entre le jour et la nuit, alors qu'au mois de novembre, la variation est presque nulle. Cette variation est due à l'évaporation et à la transpiration des plantes (l'évapotranspiration), principalement influencée par les radiations solaires et la température de l'air (Kadlec & Wallace, 2009). En novembre, les plantes sont sèches et aucune transpiration n'a lieu, mais de l'évaporation du sol peut se produire. On note tout de même un écart minimum de 1,6 L/h entre le débit entrant et le débit sortant du marais en novembre, soit 5% du débit entrant, ce qui pourrait être dû en partie à l'évaporation, mais aussi à l'incertitude sur les mesures de débit entrant et/ou sortant, ou encore une exfiltration due à une brèche dans la membrane. Les valeurs recueillies sont donc considérées valides malgré les nombreux biais possibles.

Bien que cette analyse soit basée sur seulement six jours de mesure, elle permet de situer clairement l'évapotranspiration dans le temps. Le bilan hydrologique de la saison complète effectuée à l'aide d'instruments plus précis serait nécessaire à l'élaboration d'un marais à rejet zéro.

5.1.2.4 Bilan hydrologique

Le bilan hydrologique, basé sur le principe de conservation de la masse, est une méthode empirique d'évaluation de l'évapotranspiration. Selon l'Équation 3-1, il est possible d'isoler l'évapotranspiration.

Le Tableau 5-2 présente les détails des résultats d'alimentation, de précipitation, de rejet et finalement d'évapotranspiration de mai à novembre 2015.

Tableau 5-2 : Bilan hydrologique mensuel du marais filtrant Polytechnique pour la saison 2015

	Jours d'opératio n	Débit entrant		Débit sortant		
		Alimentatio n	Précipitatio n	Débit sortant	Évapotranspiration	
	d	m³/mois	m³/mois	m³/mois	m³/mois	mm/d
mai-15	16	11,4	1,8	12,0	1,2	1,8
juin-15	30	21,3	5,1	19,0	7,4	6,2
juil-15	31	22,6	3,8	18,1	8,3	6,7
août-15	31	24,4	4,1	20,4	8,1	6,6
sept-15	30	24,0	4,6	25,7	2,9	2,4
oct-15	31	24,8	4,0	26,4	2,4	2,0
nov-15	24	19,2	2,0	20,5	0,8	0,8
Total annuel (m³)	193	147,7	25,4	142,0	31,1	772 (mm/an)

Un total de 31,1 m³ est attribué à l'évapotranspiration en 193 jours, soit 160 L/d ou 4,0 mm/d en moyenne. Ce résultat se compare à l'évapotranspiration moyenne (ET_{moy}) dans des pays plus chauds que le Canada. Une étude menée en région méditerranéenne a montré une ET_{moy} de 4,4 mm/d et 4,0 mm/d pour les deux premières années d'étude pour *Phragmites australis* (Milani & Toscano, 2013).

Ce résultat est aussi légèrement supérieur comparativement à l'évapotranspiration moyenne de *Phragmites australis* dans des climats tempérés, soit l'évapotranspiration d'un lixiviat mesuré entre 2,68 mm/d et 4,94 mm/d en Europe continentale (Bialowiec & Wojnowska-Baryla, 2008), à l'évapotranspiration moyenne de 3,75 mm/d pour un site situé au Nebraska, au centre nord des États-Unis (Burba et al., 1999) et à une évapotranspiration calculée entre 0,52 mm/d (novembre) et 6,19 mm/d (août) pour trois sites étudiés en Angleterre (Fermor et al., 2001).

Le marais serait donc apte à évapotranspirer 160 L/d sur les 770 L/d pompé et les 130 L/d reçu en précipitation, soit 17,7%. La localisation du site et la conception du marais filtrant lui permettent d'évacuer de son système (précipitation – évapotranspiration) un total de 30 L/d, soit 5,8 m³ en 193 jours, indépendamment de la quantité de lixiviat traité.

On remarque aussi que les seuls mois de l'année où l'évapotranspiration dépasse les précipitations sont les mois de juin, juillet et août. Il serait donc intéressant de moduler le débit entrant en fonction de la capacité du marais à évacuer l'eau du système. Il sera alors important de vérifier que la qualité de l'effluent n'en sera pas affectée.

En somme, il a été possible de calculer par une méthode empirique l'évapotranspiration dans le marais Polytechnique pour la saison 2015 et de calculer une ET_{moy} de 4,0 mm/d ce qui est légèrement supérieur à la littérature dans des climats tempérés. Une instrumentation plus précise et plus adaptée permettrait de raffiner cette analyse et de l'appliquer au marais de saules se trouvant en aval du marais Polytechnique.

5.1.3 Qualité de l'eau de pluie

Le 3 octobre 2014, un petit réservoir en acier inoxydable préalablement lavé fut déposé sur le site à proximité des marais filtrant dans le but de recueillir de l'eau de pluie pour des analyses en PCDD/F. Les résultats des analyses en PCDD/F sur l'eau de lavage, ainsi que l'échantillon d'eau recueilli suite à un événement de pluie le 6 octobre 2014 sont présentés au Tableau 5-3. L'eau de lavage a montré une contamination de 0,0742 pg TEQ/L et l'eau des précipitations 0,362 pg TEQ/L. Bien que le volume de l'eau de lavage ne soit pas connu, il s'avère des PCDD/F étaient présents préalablement à l'échantillonnage dans le bassin. Toutefois, la concentration analysée dans l'eau de pluie possède un ordre de grandeur de plus que l'eau de lavage, ce qui laisse croire, mais sans certitude, que des PCDD/F se trouvent dans l'eau de pluie. Plusieurs facteurs ont la capacité d'induire une erreur dans ces mesures, notamment l'accumulation de poussières provenant de la cour à poteaux pendant les trois jours pendant lesquels le bassin est resté sur le site et une possible quantité résiduelle de PCDD/F dans le bassin avant sa mise en place. Pour ces raisons, davantage de précautions ont été mises en place l'année suivante.

En 2015, un bassin nettoyé tel que décrit à la section 3.1.5.1 a été placé plus loin de la cour à poteau dans un espace gazonné de façon à minimiser l'apport de particules en suspensions dans l'air

apportées par la circulation des camions dans la cour. Le bassin a été placé la veille de l'événement de pluie, soit le 29 septembre 2015. Bien que le dernier lavage par solvant ait montré une quantité de PCDD/F, l'eau de lavage a montré une quantité nulle de PCDD/F avant la mise en place du bassin. Les facteurs d'influence ayant été grandement minimisés, une concentration de 0,0094 pg TEQ/L est toujours mesurée dans l'eau de pluie, ce qui dépasse trois fois le critère du MDDELCC, mais se situe sous la concentration moyenne à la sortie du marais filtrant, soit 0,056 pg TEQ/L.

Tableau 5-3 : Résultat des blancs et de de l'eau de pluie récupérée sur le site du marais pilote

Année	Solvant de lavage (pg)	Eau de lavage (pg TEQ/L)	Échantillon de pluie (pg TEQ/L)
2014	-	0,0742	0,362
2015	156	0	0,0094

Une raison qui expliquerait la présence de PCDD/F dans l'eau de pluie serait la présence de poussières dans l'air émanant de la cour à poteaux et capté par la pluie. De plus, le site se trouvant dans un quartier industriel, il est possible que d'autres sources, comme les véhicules possédant un moteur à combustion ou les cheminées des industries émettant des poussières porteuses de PCDD/F dans l'air.

Cette validation montre qu'une partie des PCDD/F présents dans le marais proviennent en fait de l'eau de pluie et met en perspective le critère de 0,0031 pg TEQ/L en PCDD/F. L'omniprésence des PCDD/F dans l'environnement est un phénomène anthropique qu'il convient de prendre en charge par différents moyens, dont à la source d'émission, soit les poteaux de bois entreposés à l'extérieur, mais aussi les émanations de la combustion de déchets et d'essence ou encore provenant d'autres procédés industriels.

5.1.4 Caractérisation supplémentaire

En 2012 et 2013, le marais Polytechnique a montré un enlèvement moyen de 99,97% des PCDD/F. Cet enlèvement n'a pas été suffisant pour atteindre le critère de 0,0031 pg TEQ/L. Afin de déterminer la source de la mobilité des PCDD/F résiduels, des analyses supplémentaires de caractérisation des matières en suspensions, des colloïdes et de la matière organique ont été effectuées. À l'été 2014, les analyses régulières de MES, de DCO et de spectrophotométrie de fluorescence ont été effectuées.

5.1.4.1 Partition des matières en suspension

L'enlèvement graduel des matières organiques et inorganiques en suspension (MES, MVES, MIES) et de la DCO particulaire dans le marais est présenté au tableau suivant.

Tableau 5-4 : Résultats moyens de la matière volatile, inorganique et totale en suspension et de la DCO particulaire dans les quatre sections du marais en 2014¹

	MES (mg/L)	MVES (mg/L)	MIES (mg/L)	DCO _{part} (mg/L)	DCO _{part} / MVES (g/g)
Affluent (A)	14,8	11,9	2,9	16,3	1,4
Anaérobie (D)	7,2	5,5	1,8	1,0	0,2
Aérobie (F)	3,6	0,6	3,0	0,8	1,3
Scorie (H)	1,2	0,5	0,8	0,7	1,3
Tourbe (K)	0,3	0,3	0,1	0,1	0,3

¹ Adapté de Kalache (2014)

On remarque d'abord que l'affluent contient 14,8 mg/L de MES en moyenne, dont 80% de MVES. Cette concentration diminue à chaque étape de traitement du marais et présente une concentration de 0,3 mg/L de MES à la sortie du marais, pour un total de 98% d'enlèvement. L'abattement des MVES est similaire à celui des MES, mais on note que la zone aérobie joue un plus grand rôle que les autres zones dans l'abattement des MVES. L'aération forcée provoque une oxydation de la matière organique. La MIES augmente à la sortie de la section aérobie (3,0 mg/L). Cela pourrait être dû à une précipitation de métaux provoquée par un changement des conditions d'oxydoréduction (passage d'anaérobie à aérobie). De plus, l'aération forcée pourrait être un facteur de remise en suspension les particules précipitées. La zone des scories d'aciérie montre un abattement de 3,0 mg/L jusqu'à 0,8 mg/L de MIES. Cette zone permet la précipitation et la décantation des métaux, telle qu'initialement conçue.

La DCO_{part} est de 16,1 mg/L à l'affluent et de 0,1 mg/L à l'effluent du marais. La plus grande partie de l'enlèvement de la DCO_{part} (94%) se fait dans la zone anaérobie. Un ratio DCO_{part}/MES typique de 2,4 permettrait d'avancer qu'il y a présence de graisse ou d'hydrocarbure dans l'eau (Henze, 2008). Les hydrocarbures ne semblent pas être la source de DCO particulaire dans ce cas-ci, bien que des hydrocarbures sont supposés présents dans le lixiviat. En somme, le marais traite efficacement les matières en suspension et la DCO qui y est associée.

5.1.4.2 Fractionnement de la DCO

La partition de la DCO entre les matières particulaires (DCO_{part}), colloïdales (DCO_{coll}) et solubles (DCO_{sol}) a été effectuée à chaque fin de section du marais Polytechnique, ainsi qu'au point 7C, soit au centre de la zone anaérobie en 2014. La Figure 5-2 présente les concentrations moyennes de DCO particulaire, colloïdale et soluble de l'eau brute et dans le marais Polytechnique. Les valeurs de concentration en DCO colloïdale et en DCO soluble sont inscrites afin d'observer son enlèvement progressif ainsi que son augmentation au point 7K.

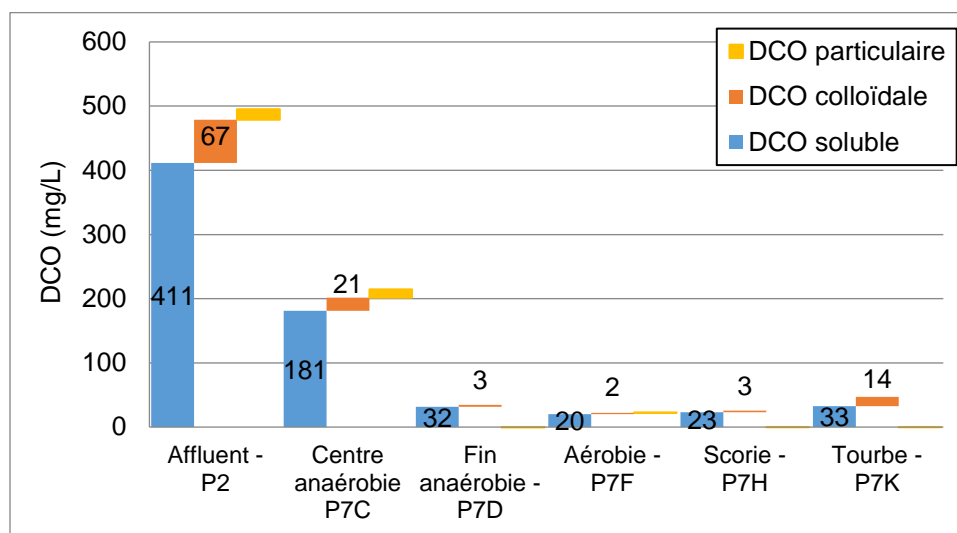


Figure 5-2 : Concentration de la DCO soluble, colloïdale et particulaire à l'affluent (P2) et aux points 7C, 7D, 7F, 7H et 7K du marais Polytechnique entre mai et novembre 2014.

On observe que la zone anaérobie (40% du volume du marais) permet l'enlèvement de 95,5% de la DCO_{coll} et que les zones suivantes ne parviennent pas à l'abaisser en deçà de 2 à 3 mg/L. La zone de tourbe blonde relargue des particules colloïdales à la toute fin du marais de sorte qu'une augmentation de 79% a été observée de la DCO_{coll} pour une concentration finale de 14 mg/L.

5.1.4.3 Caractérisation de la matière organique

La nature de ces colloïdes a été étudiée par des analyses de spectrofluorophotométrie. La présence de matière organique, plus précisément d'acides humique et fulvique influence l'intensité de fluorescence (Coble et al., 2014; Liu et al., 2007). Cette matière réagit à l'émission de lumière et produit de la fluorescence (excitation).

Les matrices d'émission et d'excitation présentées à la Figure 5-3 montrent qu'en tout point sauf au point 7K, l'intensité de fluorescence est moindre dans l'échantillon soluble (floculé-filtré) que dans l'échantillon filtré. Cette différence est induite par l'enlèvement de la fraction colloïdale par floculation. De plus, la bande oblique traversant le graphique devenant floue indique une diminution importante de particules pouvant bloquer la lumière, soit les colloïdes. La fraction soluble semble être celle qui contient le plus de matière organique, ce qui est aussi suggéré par les résultats de DCO à la Figure 5-2.

Une possible explication de l'augmentation de la fluorescence au point 7K après floculation et filtration est celle voulant que l'enlèvement de colloïdes permette à la matière organique soluble d'être plus visible par le spectrofluorophomètre. La fluorescence de cet échantillon se trouve à la limite supérieure de quantification de l'appareil, puisqu'on observe une couleur blanche au centre du pic. Afin de confirmer cette hypothèse, des analyses supplémentaires avec dilution devraient être effectuées. Il est aussi possible que les colloïdes retirés par la floculation soient de nature inorganique.

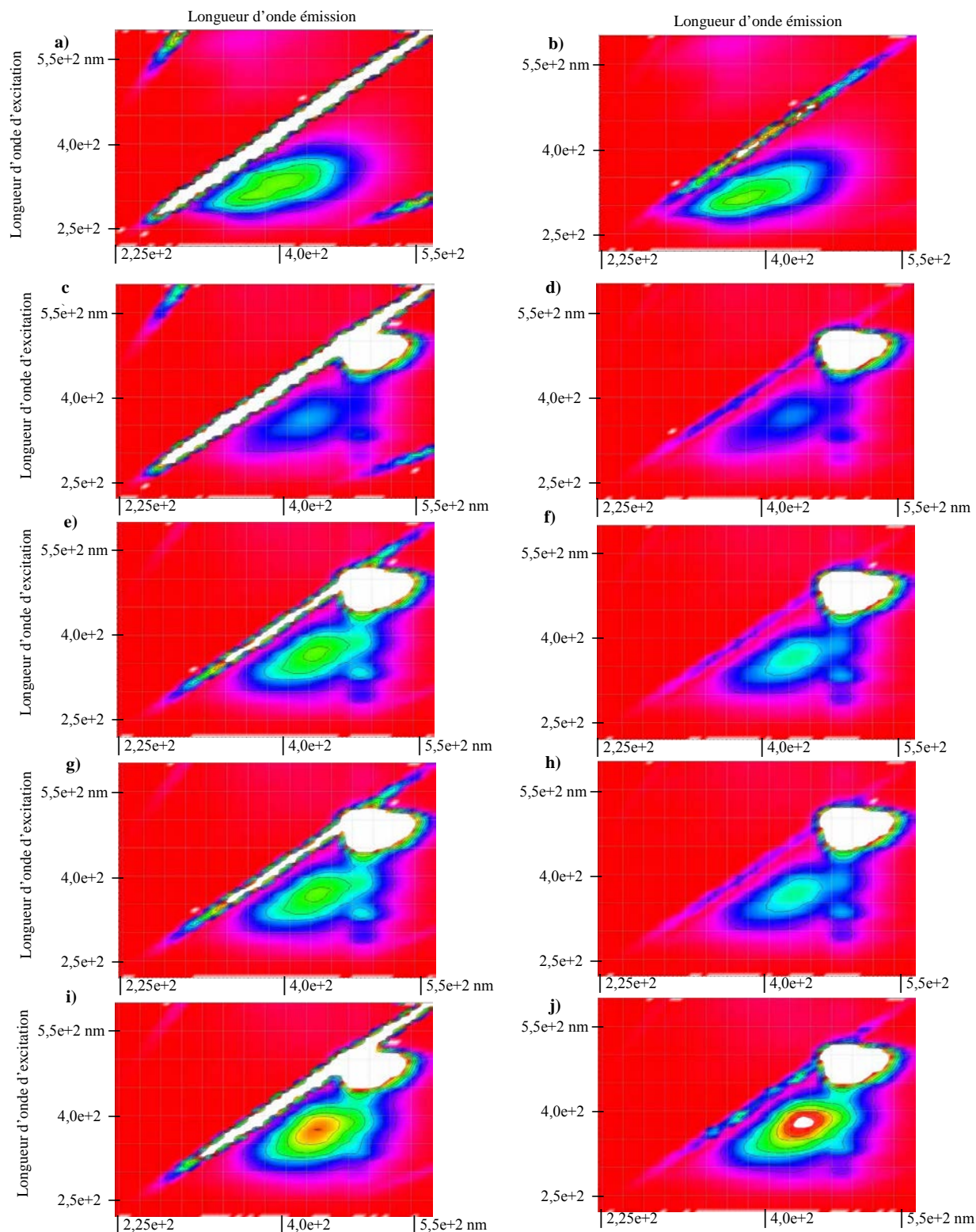


Figure 5-3 : Matrice d'excitation-émission : a) eau brute filtrée; b) eau brute floclée filtrée; c) point 7D filtré; d) point 7D floclé filtré; e) point 7F filtré; f) point 7F floclé filtré; g) pont 7H filtré; h) point 7H floclé filtré; i) point 7K filtré; j) point 7K floclé filtré

L'emplacement des pics d'intensité dans le spectre visible est un indicateur de sa nature. L'eau brute (P2) présente un seul pic d'intensité se trouvant à 420 nm en émission et à 340 nm en excitation, soit dans la zone VI, dite « *melanoidin-like; ligno-cellulose like* » (Jimenez et al., 2014). Plus probablement, il s'agirait de composé ligneux et cellulosique, puisque la lignine et la cellulose sont les principaux constituants du bois. À des fins de validation, des sciures de bois non traitées ont été macérées dans de l'eau Mili-Q pendant 24 h et ont été filtrées puis analysées selon les mêmes paramètres. Un pic d'intensité a été observé entre 410 à 450 nm en émission et 320 en excitation, ce qui entre dans la « classe VI : *ligno-cellulose like* » selon Jimenez et al. (2014), soit la même classe que le pic du Point 2 (Figure 5-4) Les emplacements des deux pics ne sont toutefois pas identiques, ce qui pourrait être attribué à l'essence d'arbre à l'origine de la lignine. L'origine des sciures de bois étant inconnue, il n'a pas été possible de faire de corrélation entre l'essence des arbres et l'emplacement des pics de fluorescence. À la Figure 5-4, on observe les deux pics superposés à la carte de Jimenez et al. (2014). La couleur signifie simplement une intensité, soit une concentration différente de fluorophores.

Suivi environnemental #2 – Eau brute (P2)

Sciures de bois macérées dans de l'eau déminéralisée

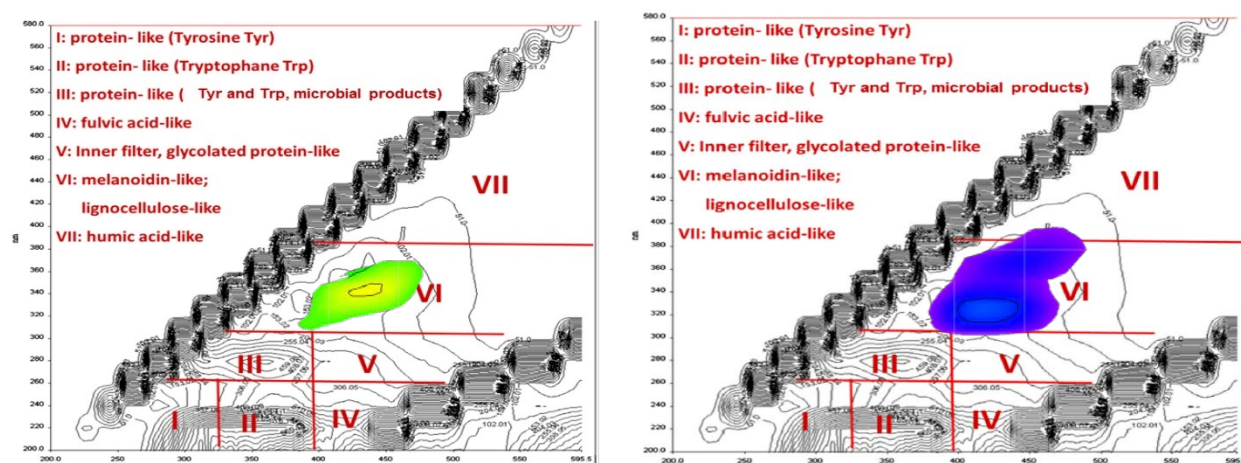


Figure 5-4 : Correspondance des pics d'intensités de fluorescence de a) l'eau brute et b) du produit de la macération de sciures de bois (10 g/L) filtrée sur 1,2 µm sur la figure de régionalisation des familles de spectres de fluorescence (Jimenez et al., 2014)

À la Figure 5-3, les matrices c) et d) présentent les spectres de fluorescence de la sortie de la zone anaérobie et sont particulièrement différentes des matrices précédentes, issues de l'eau brute. Celles-ci montrent deux pics d'intensité distincts plutôt qu'un. Le premier pic (AH1; en bleu) se trouve entre 420 nm et 440 nm en émission et entre 350 et 370 en excitation. Un second pic (AH2) très intense et très étendu se trouve entre 450 nm et 500 nm en émission et entre 480 nm et 540 nm en excitation. Cette zone correspond davantage à la zone des acides humiques (*VII : humic acid-like* sur la Figure 5-4).

Pour différentes campagnes d'échantillonnage, la forme des pics et leur évolution le long du marais sont similaires ; le pic de l'eau brute (LC) s'estompe, puis est recouvert par le nouveau pic (AH1) qui grandit ensuite en intensité, tel que présenté à la Figure 5-5.

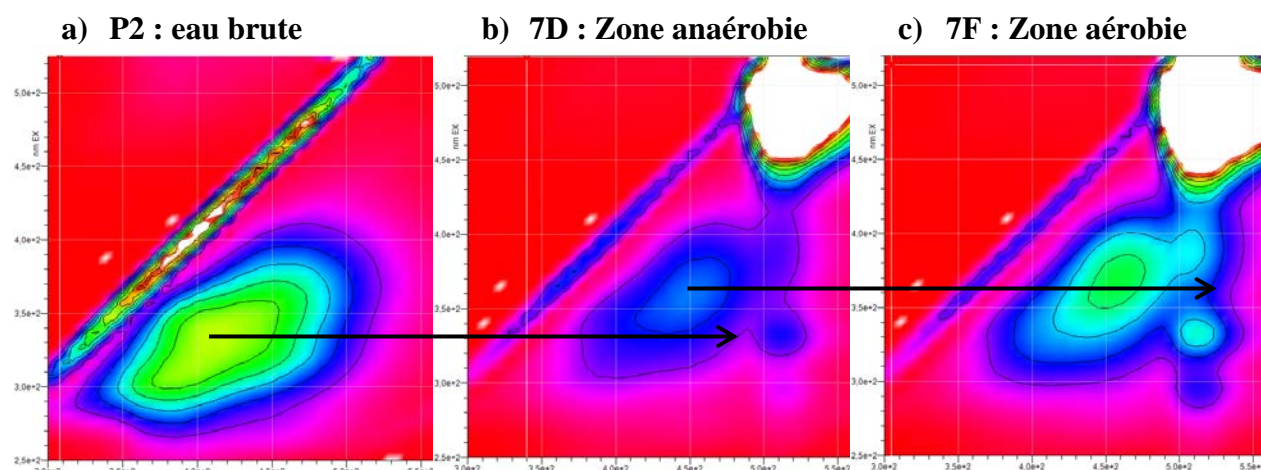
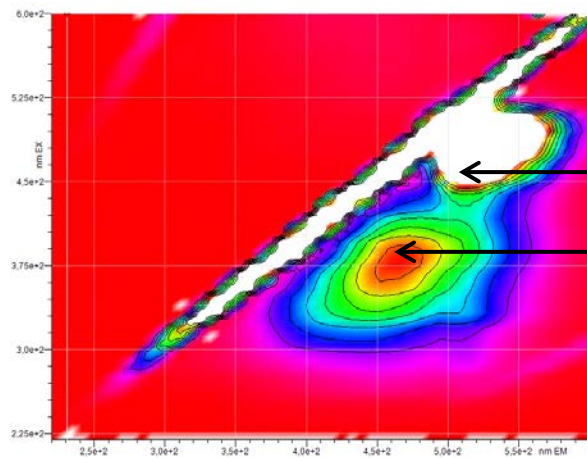


Figure 5-5 : Spectre de fluorescence des échantillons floculés-filtrés du suivi #3 en 2014 prélevés aux points a) P2 (Eau brute), b) 7D (Zone anaérobie) et c) 7F (Zone aérobie).

À des fins de validation, des mesures de spectrofluorophotométrie ont été effectuées sur des acides humiques standardisés (Aldrich©) solubilisés dans de l'eau Mili-Q. La Figure 5-6 présente la correspondance entre la localisation des pics de fluorescence d'un échantillon de 50 mg/L d'acides humiques standardisés (Aldrich©, Suwannee River) et celle des pics de fluorescence de l'effluent du marais (point d'échantillonnage 7K).

Échantillon - Point 7K Filtré 1.2 μm



Acide Humique Aldrich 50 mg/L Filtré 1.2 μm

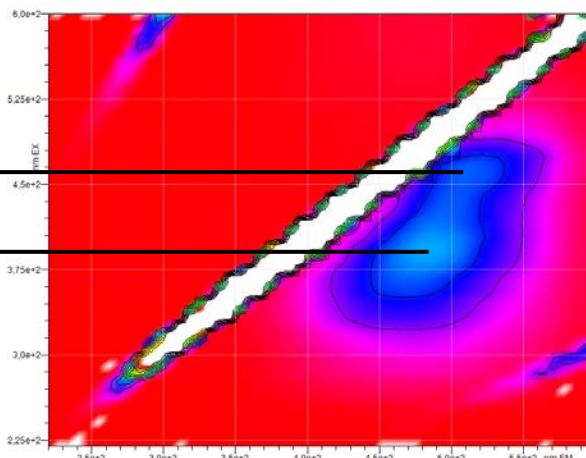


Figure 5-6 : a) Spectre de fluorescence d'un échantillon du point 7K filtré et b) spectre de fluorescence d'acide humique (Aldrich©) standardisé solubilisé à 50 mg/L et filtré sur 1,2 μm .

La comparaison des spectres de la Figure 5-6 montre que l'emplacement des pics est similaire, mais que le ratio de l'intensité des pics AH1 sur AH2 ne correspond pas. L'acide humique standardisé provient d'une rivière, alors que l'acide humique du marais filtrant provient probablement de la tourbe brune et /ou de la tourbe blonde.

Un mélange de tourbe brune ayant servi à la construction des marais a donc été macéré pendant 24h, puis filtré à 1,2 μm pour analyser son spectre de fluorescence. La Figure 5-7 b) montre ce spectre qui ne présente qu'un seul pic de fluorescence, soit le pic AH1.

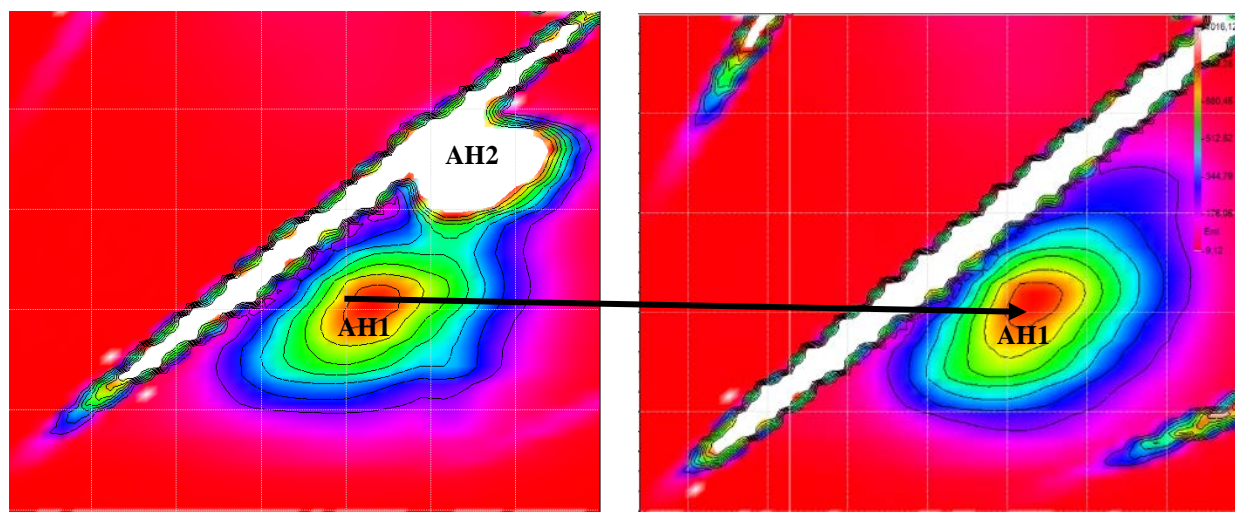
Suivi environnemental #2 – Point 7K**Lixiviat de tourbe brune macérée**

Figure 5-7 : Matrice d'excitation-émission obtenue sur l'échantillon 7K de la deuxième campagne d'échantillonnage de 2014 et le lixiviat de tourbe brune filtrée à 1,2 μm

Du fer zéro valent (FZV) macéré dans l'eau n'a produit aucune fluorescence (résultats non présentés). L'origine du pic AH2 n'a pas pu être déterminée dans le cadre de cette expérimentation. Une analyse FT-IR permettrait de déterminer plus précisément la composition de ce pic d'intensité.

5.1.4.4 Corrélation entre la fluorescence et la DCO provenant des acides humiques

La spectrofluorophotométrie est une technique de caractérisation puissante qui peut servir à qualifier la matière organique, mais aussi à la quantifier. Pour ce faire, une correspondance entre l'intensité de fluorescence des pics AH1 et AH2 et la quantité de DCO a été effectuée pour des concentrations de 0 mg/L à 100 mg/L d'acide humique. Une filtration préliminaire (1,2 μm) s'est avérée nécessaire.

La tourbe brune étant un matériau hétérogène dont la composition et l'amendement précis n'ont pas été déterminés, ce qui en fait un mauvais candidat pour la production d'une courbe d'étalonnage. C'est donc l'acide humique standardisé (Aldrich©) qui a été utilisé pour quantifier la DCO associée aux acides humiques solubles et colloïdaux. Une courbe d'étalonnage présentant l'intensité des deux pics (AH1 et AH2) de fluorescence et la DCO filtrée correspondante est présentée à la Figure 5-8.

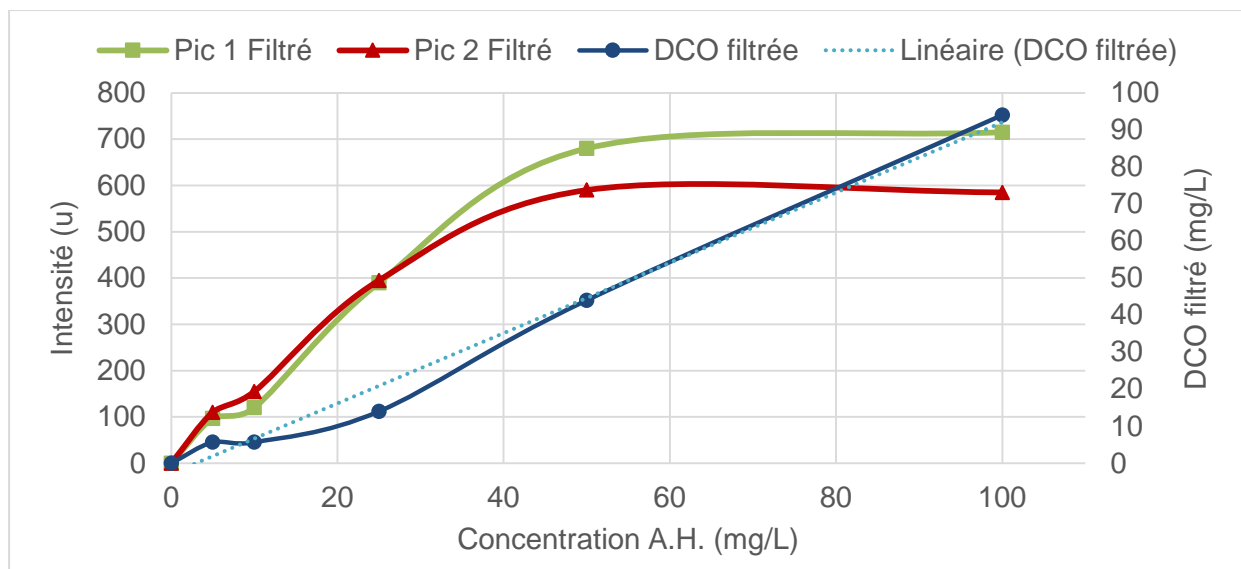


Figure 5-8 : Courbe d'étalonnage de la DCO et de l'intensité de fluorescence associée aux acides humiques standardisés (Suwannee River Humic Acids - Aldrich©) Y2 : DCO filtrée eq : = 0,949 x - 2,8

On remarque que la DCO filtrée est directement corrélée à la concentration d'acide humique. L'intensité de fluorescence des deux pics, toutefois, semble corrélée à la concentration d'acide humique seulement entre 0 mg/L et 25 mg/L. Au-delà de ce seuil, l'intensité des pics tend vers un plateau. Il n'a donc pas été possible d'utiliser cette courbe d'étalonnage à des fins de quantification des acides humiques dans l'eau du marais. On observe que le pic 1 (ou AH1) dépasse le pic 2 en intensité au-delà de 25 mg/L, ce qui ne correspond pas aux résultats obtenus pour le marais filtrant. Le pic AH2 du marais ne correspond donc peut-être pas au pic 2 obtenu avec l'acide humique standardisé.

Les mesures de MES, de la DCO et la spectrophotométrie s'entendent donc pour dire qu'un composé distinct a été enlevé dès la fin de la première zone de traitement (7D) et qu'une augmentation de la concentration en acide humique est observable dans la dernière zone du marais.

5.1.5 Caractérisation des substrats

Les substrats des quatre zones du marais Polytechnique ont été échantillonnés le 6 octobre 2015, soit après un peu plus de trois ans de fonctionnement, et analysés en PCDD/F. Les concentrations en PCDD/F par isomère et par zone sont présentées à la Figure 5-9.

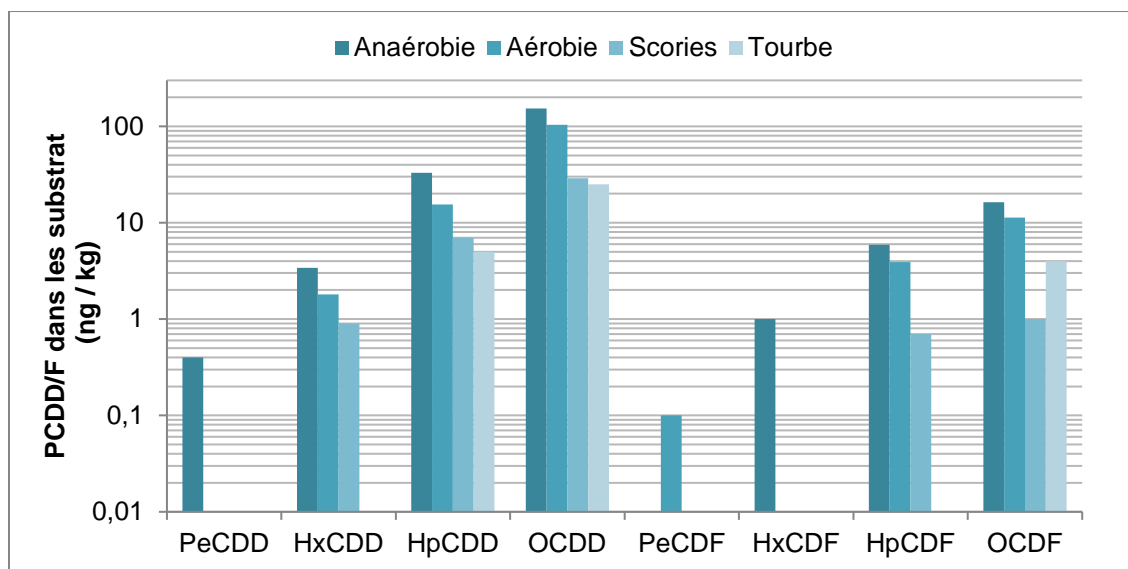


Figure 5-9 : Concentration de chaque isomère de PCDD/F des substrats des quatre zones (anaérobie, aérobie, scorie et tourbe) du marais Polytechnique

Dans un premier temps on remarque que la signature (profil des congénères) est celle du PCP issu des poteaux de bois, soit la même retrouvée dans le lixiviat du bassin d'entreposage des poteaux. Dans un second temps, on voit que la zone anaérobie présente une plus grande concentration de PCDD/F que les zones subséquentes, puisqu'elle est exposée à de plus grandes concentrations. La saturation éventuelle du média de la zone anaérobie est donc un facteur potentiellement limitant du procédé qu'il serait sage de suivre périodiquement afin de déterminer l'accumulation de PCDD/F le long du marais. Davantage d'analyses des médias, en plus des analyses des effluents, permettraient de déterminer la longévité potentielle du marais.

De plus, ces analyses permettent de prévoir le mode de gestion des médias après que le marais ait atteint la limite de ses capacités de traitement. Tel que présenté à la section 2.3, le critère A pour les sols doit être calculé en fonction de la limite de détection des congénères fournis par le laboratoire et multiplié par le facteur d'équivalent toxique (FET) de l'OMS correspondant au congénère (Beaulieu, 2016; Van den Berg et al., 2006). Ce calcul est présenté en Annexe G et montre que seul le média de la zone anaérobie dépasse le critère A calculé de 0,753 ng TEQ/kg

avec 1,28 ng TEQ/kg en équivalent toxique. Les zones aérobie, de scories et de tourbe se trouvent donc sous le critère A avec respectivement 0,41, 0,18 et 0,06 ng TEQ/kg

À noter que seul un échantillon par zone a été prélevé près du centre de chaque zone. Il est donc possible de prévoir que le média en amont de l'échantillon prélevé dans la zone anaérobie est plus contaminé que le critère A, voire du critère B (15 ng TEQ/kg), et que le média en aval de cet échantillon l'est de moins en moins jusqu'à respecter le critère A.

Qu'il respecte ou non le critère A, une accumulation de PCDD/F est présent dans les médias et il est recommandé de les gérer de façon à ne pas remettre ces contaminants dans un cycle naturel où ils pourraient être relargués. Puisqu'aucune preuve n'a permis de conclure que les PCDD/F se dégradent dans le marais, ceux-ci sont probablement accumulés dans les médias et une mauvaise gestion des médias en fin de vie du marais annulerait les efforts de traitement du lixiviat investis.

Selon les informations disponibles, les médias filtrants peuvent être enfouis dans un lieu d'enfouissement technique, puisqu'ils respectent tous le critère B de 15 ng TEQ/kg calculé avec les FET de l'OTAN. Comme il sera exigé d'analyser les contaminants des médias (les PCDD/F, le PCP et les métaux) avant leur enfouissement, il est recommandé d'échantillonner à l'entrée de chaque zone où le média risque d'être le plus contaminé.

5.1.6 Synthèse des résultats du système pilote

L'article présenté au Chapitre 4 interprète les données de 4 ans de suivis en métaux, PCP, PCDD/F et autres paramètres standards permettant d'établir que le concept actuel de marais filtrant ne permet pas la déchloration réductive des PCDD/F, mais est capable, par adsorption, de réduire la concentration de PCDD/F à 0,056 pg TEQ/L en moyenne. Parallèlement, les limites de détection par congénères obtenues pour ces mêmes analyses montrent que l'équivalent toxique minimal calculé est de 0,52 pg TEQ/L, alors que le critère à atteindre est de 0,0031 pg TEQ/L. Autrement dit, la seule façon d'atteindre le critère est d'obtenir un effluent ayant une concentration sous les limites de détection, qui sont par ailleurs variables, donc sans connaître la concentration véritable de PCDD/F à l'effluent.

Le marais filtrant est un procédé de traitement interagissant avec son environnement. Le marais Polytechnique reçoit environ 130 L/d de précipitations, dont la concentration en PCDD/F a été mesurée ponctuellement 0,0094 pg TEQ/L sur le site du marais et évapotranspire environ 160 L/d

d'eau par saison d'opération. Cela démontre que les précipitations qui entrent dans le marais possèdent déjà une concentration infime en PCDD/F qui dépasse le critère de 0,0031 pg TEQ/L. Ces précipitations contaminées ainsi que le pouvoir d'évapotranspiration du marais sont deux facteurs qui nuisent à la performance globale du marais. Ces caractéristiques peuvent toutefois être utilisées comme avantage dans l'optique d'un marais à évapotranspiration complète, ou à « rejet zéro ». Selon le bilan hydrologique sommaire effectué, il est incapable de réduire ses rejets à zéro par lui-même, mais une conception en ce sens pourrait diminuer la quantité de rejet à gérer. Notamment, par la séparation des poteaux traités à l'ACC et au PCP, par l'ajout d'un bassin de rétention protégé des intempéries et d'un plus grand filtre planté de saules en aval du marais, et finalement, par un système de recirculation et de pompage réglé en fonction de la météo.

Une nouvelle conception devra aussi inclure une nouvelle espèce de macrophyte, puisqu'il est désormais interdit de planter *Phragmites australis australis* (Bédard et al., 2008). Des études menées en parallèle dans les marais IRBV ont permis d'identifier trois autres espèces capables de survivre dans le lixiviat de poteaux de bois, soit *Phragmites australis americanus*, *Typha angustifolia*, et *Phalaris arundacea* (Demers, 2015).

L'atteinte d'un système à « rejet zéro » aurait un impact important sur la quantité de PCDD/F rejeté dans la nature, soit sur le site comme tel, mais aussi via les laboratoires d'analyses qui rejettent des déchets contaminés, notamment pour l'étalonnage des analyses en PCDD/F nécessaire au suivi environnemental d'un système produisant des rejets.

Entretemps, l'étude des mécanismes de rétention et de relargage dans le marais permet de comprendre le transport et la transformation des contaminants pour en réduire la propagation. La caractérisation supplémentaire a permis de conclure que les matières particulaires sont retirées progressivement le long du marais, alors que la DCO est traitée en grande partie par la zone anaérobie. Surtout, on remarque que de la matière organique, probablement des acides humiques solubles et colloïdaux sont relargués par la zone de tourbe (Figure 5-2). La nature de la matière organique dans l'eau du marais n'a pas pu être entièrement caractérisée, mais de façon générale, des matières ligneuses et cellulosiques font place à des acides humiques pendant le passage de l'eau dans le marais.

Les résultats de 2013 seulement suggéraient que ce relargage pourrait être responsable de l'augmentation de la concentration de PCDD/F au point 7K (résultats non présentés). Toutefois,

l'étude des OCDD en particulier et les performances des années suivantes (2014, 2015) viendront contredire cette hypothèse. En moyenne, le relargage de $\text{DCO}_{\text{colloïdale}}$ n'entraîne pas nécessairement de relargage en PCDD/F, bien que l'enlèvement moyen sur quatre ans de la zone de tourbe soit de seulement 0,5 log (Lévesque et al., 2017).

Finalement, la caractérisation des médias filtrants a montré une accumulation des PCDD/F, confirmant l'adsorption comme mécanisme principal de traitement. Seul le substrat de la zone anaérobie dépasse la limite du critère A du Guide d'intervention du MDDELCC (Beaulieu, 2016). Il est toutefois recommandé de gérer l'ensemble des médias de façon à ne pas risquer la propagation des PCDD/F s'y trouvant, même à des concentrations traces.

5.2 Expérimentations en laboratoire

Les résultats et la discussion des expérimentations en laboratoire se distinguent en deux sections. D'une part, la filtration membranaire est une expérimentation qui vient compléter la caractérisation du lixiviat traité pour déterminer l'affinité des PCDD/F pour les phases solubles et colloïdales. D'autre part, l'essai en colonne est une expérimentation dont l'objectif est d'identifier un matériau filtrant capable de retenir les colloïdes et les PCDD/F. Pour ce faire, les résultats de caractérisation des matériaux testés et de leurs performances de traitement de l'eau brute seront analysés.

5.2.1 Fractionnement par filtration membranaire

Cette section résume les résultats de la filtration membranaire du lixiviat prétraité par le marais. Une validation est d'abord présentée par bilan de masse, puis le fractionnement de la DCO et des analyses en carbone superposés à ceux de PCDD/F permettent de répondre à certaines questions.

5.2.1.1 Bilans de masse

Un bilan de masse permet de valider qu'il n'y a pas eu d'adsorption des contaminants sur le matériel utilisé et que l'échantillon initial a été récupéré dans son ensemble (Buessler, 1996).

L'échantillon d'eau brute utilisé pour les expérimentations en laboratoire provient de la sortie du marais filtrant précédemment décrit, soit le point d'échantillonnage 7K. La concentration en PCDD/F à la sortie du marais est faible (0,0359 pg TEQ/ L) et se trouve proche de la limite de détection qui est variable d'un congénère à l'autre. Le seul des 17 congénères suffisamment présent pour qu'il demeure au-dessus des limites de détection dans tous les échantillons (eau brute, perméat et concentrat) est l'octachlorodibenzo-dioxine (OCDD). Cette molécule servira donc à déterminer le sort des PCDD/F dans le cadre des deux expérimentations en laboratoire.

À l'issue de l'expérimentation, un facteur de concentration de 5,5 est obtenu selon l'Équation 3-6. Les volumes, les résultats et les bilans de masse sont présentés dans le Tableau 5-5.

L'eau brute filtrée et le perméat ont été caractérisés plusieurs reprises afin de calculer une moyenne pondérée en fonction du volume de chaque cuvée. Le volume final du concentrat étant limité, une seule mesure a été effectuée sur le concentrat.

Tableau 5-5 : Volumes, résultats des concentrations de DCO, de carbone total (CT), d'OCDD et bilans de masse des échantillons d'eau brute, du perméat et de concentrat de l'expérimentation de concentration des colloïdes.

	Volume	DCO _{totale}	DCO _{part.}	DCO _{colloïdale}	DCO _{soluble}	CT	OCDD
	L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	pg/L
Eau brute filtrée	9,71	29,6	-0,7	5,9	24,4	25,0	10
Perméat	7,96	30,8	0,3	3,0	26,5	25,9	7
Concentrat	1,75	57,0	9,7	13,7	33,7	36,3	27
Bilan de masse	-	120%	-296%	83,2%	114%	111%	106%

De façon générale, un bilan de masse valide a pu être effectué sur l'essai de filtration membranaire avec des bilans entre 80% et 120%, excepté pour la DCO_{particulaire}. Le bilan de masse de la DCO_{particulaire} présente plusieurs incohérences, soit une valeur négative à l'affluent (-0,7 mg/l), positive dans le perméat (0,3 mg/l ; filtré à 50 kDa) et une valeur très élevée dans le concentrat (9,7 mg/L).

Tout d'abord, rappelons que l'incertitude sur cette méthode (tube de Hach *Ultra-low range*) est de $\pm 1,2$ mg/L et que la DCO particulaire étant la soustraction de la DCO_{totale} et de la DCO_{filtrée} (sur un filtre 1,2 μ m)(Hach Company, 2007). L'incertitude de la DCO_{particulaire} est donc de $\pm 2,4$ mg/L ce qui explique les incohérences obtenues pour l'eau brute et le perméat. De plus, l'hétérogénéité du concentrat entraîne une incertitude sur la mesure de DCO_{totale}.

Le gâteau se formant à la surface de la membrane a été gratté manuellement et retourné en amont de procédé (cellule de concentrat) dans le but de clore un bilan de masse, ce qui a pour effet de produire artificiellement des particules ($\geq 1,2$ μ m) à partir de particules colloïdales ($\leq 1,2$ μ m). On observe que le bilan des colloïdes ferme à 83,2%, le 16,8% restant correspondrait à 5,6 mg/L de DCO_{particulaire} dans le concentrat, ce qui explique en bonne partie la valeur élevée de DCO_{particulaire} dans le concentrat.

Finalement, la valeur calculée de -295,5% ne doit pas être prise en compte, car selon la formule du bilan de masse (Équation 3-1), le dénominateur (DCO_{particulaire} de l'eau brute) est près de 0 mg/L, ce qui vient gonfler artificiellement le résultat de bilan de masse.

Les bilans de masse ferment à 119,9%, 83,2%, 113,9%, 111,0% et 106,0% pour la DCO_{totale}, la DCO_{coll}, la DCO_{sol}, le carbone total et les OCDD respectivement. Le bilan des OCDD (106%)

montre que peu ou pas d'adsorption a eu lieu dans la cellule de filtration et sur la membrane et que tout l'échantillon a été récupéré.

De plus, on observe que tout au long de l'expérimentation une valeur stable d'environ 30 mg/L de DCO_{totale} est mesurée dans le perméat, alors que la DCO_{totale} dans le concentrat augmente au fur et à mesure de la concentration de l'échantillon. Ces résultats montrent que le système ne présente pas de percée (de la membrane) ou de fuite. Le fait que la DCO_{totale} augmente dans le concentrat indique que la concentration a lieu et qu'au moins une partie des colloïdes sont retenus par la membrane (Liu et al., 2007).

5.2.1.2 Fractionnement de la DCO

L'échantillon d'eau brute (7K) filtré sur 1,2 μm possède une $DCO_{soluble}$ de 24,4 mg/L et une $DCO_{colloïdale}$ de 5,9 mg/L en moyenne. La filtration membranaire a réduit la $DCO_{colloïdale}$ de moitié à 3,0 mg/L pour le perméat. Les résultats anticipés étaient plutôt de 0,0 mg/L, bien que l'incertitude sur ce résultat soit de $\pm 1,2$ mg/L.

Il est possible que le seuil de coupure effectif de la membrane ne soit pas tout à fait de 50 kDa et permette à certaines tailles de particules induisant de la $DCO_{colloïdale}$ de passer, ce qui expliquerait la valeur de 3,0 mg/L de $DCO_{colloïdale}$. Afin de confirmer l'hypothèse selon laquelle le seuil de coupure effectif serait plus grand que 50 kDa, un essai de traceur avec des particules colloïdales au diamètre connu (polystyrène) pourrait être effectué. D'ailleurs, plusieurs études portant sur les colloïdes marins utilisent des membranes de 1 kDa pour séparer les colloïdes de la phase soluble (Buessler, 1996; Liu et al., 2007). Si le lixiviat prétraité contenait des colloïdes entre 1 kDa et 50 kDa de diamètre, ils font partie du perméat et peuvent être mesurés par la méthode de la $DCO_{colloïdale}$.

Une seconde hypothèse qui expliquerait la mesure de $DCO_{colloïdale}$ dans le perméat est que la méthode de détermination de la $DCO_{soluble}$ sous-estime sa vraie valeur en flocculant des macromolécules dont la taille serait supérieure à 1 nm. La méthode a été initialement développée dans le but de quantifier la rbCOD, soit la DCO rapidement biodégradable, comme les sucres (Mamais et al., 1993).

À des fins de validation, des analyses de $DCO_{colloïdale}$ ont été effectuées sur un standard de DCO *ULR* de 25 mg/L constitué d'acétate entièrement soluble. Il s'est avéré qu'aucune perte de DCO

significative n'a été mesurée suite à la floculation et la filtration, avec une DCO soluble mesurée de 24,6 mg/L et une DCO_{colloïdale} calculée de 0,3 mg/L, ce qui entre dans l'incertitude de la mesure et valide la méthode pour des molécules comparables à l'acétate. Il serait intéressant de répéter cette validation sur des solutions contenant des colloïdes de taille connue afin de déterminer le seuil de coupure de la méthode.

Les résultats de DCO soluble, colloïdale et particulaire sont présentés à la Figure 5-10 pour l'eau brute, le perméat et le concentrat en termes de masse (mg), c'est-à-dire le produit de la concentration (mg/L) et du volume (L). On remarque que la plus grande partie de la DCO se retrouve dans le perméat sous forme soluble, alors que le concentrat est constitué de particules formées à même le filtre membranaire. Il devient donc intéressant d'analyser comment se sont réellement réparties la DCO soluble, la DCO colloïdale et la DCO particulaire entre le perméat et le concentrat. La Figure 5-11 présente la répartition massique de la DCO soluble, colloïdale et particulaire dans le perméat et le concentrat. De la même façon, la répartition du carbone total (CT) et des OCDD est présentée.

Les résultats de PCDD/F sont présentés en Annexe H. L'échantillon initial provenant du point 7K possède un équivalent toxique de 0,036 pg TEQ/L.

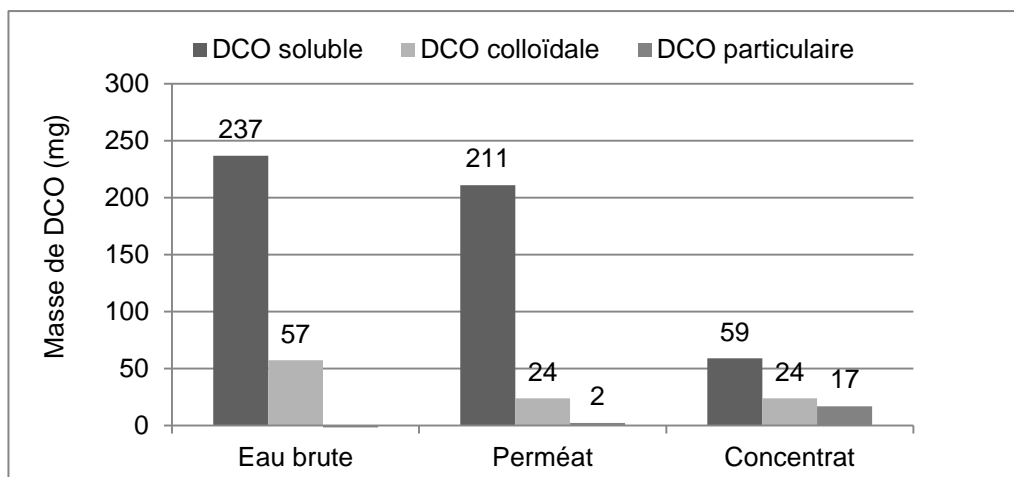


Figure 5-10 : Fractionnement massique de la DCO soluble, colloïdale et particulaire de l'eau brute, du perméat et du concentrat de l'expérimentation d'ultrafiltration.

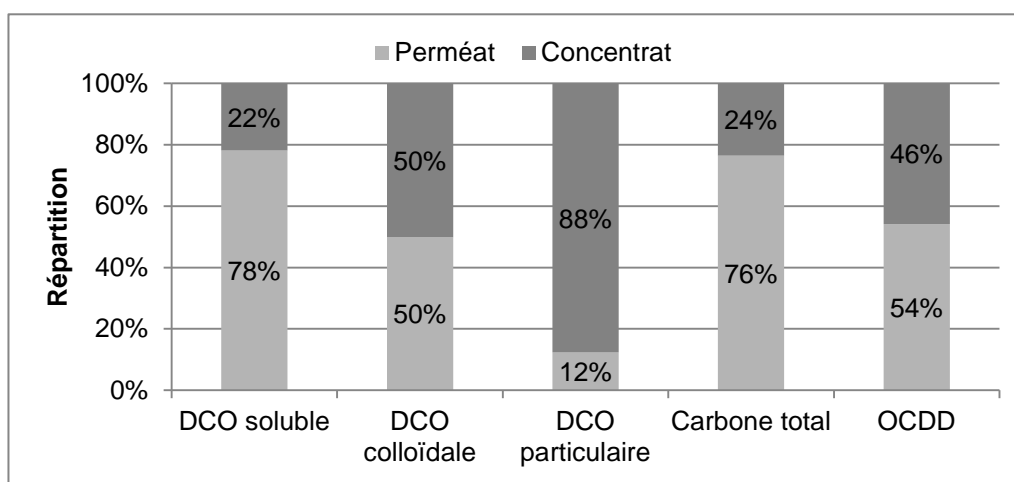


Figure 5-11 : Répartition de la DCO soluble, de la DCO colloïdale, de la DCO particulaire et des OCDD dans le perméat et le concentrat de l'expérimentation d'ultrafiltration.

La majeure partie de la DCO soluble a effectivement traversé la membrane (78%), mais une partie est restée dans le concentrat (22%), ce qui était attendu. On observe que la DCO colloïdale s'est répartie de façon égale dans le perméat et le concentrat (50%). Ce qui veut aussi dire qu'en nombre, il y a plus de particules colloïdales assez petites pour traverser la membrane (< 50 kDa) que de particules trop grandes pour le faire. Le fait que l'on observe 12% de DCO particulaire dans le perméat est probablement un artéfact de la méthode de calcul, soit du $0,3 \text{ mg/L} \pm 2,4 \text{ mg/L}$ calculé, amplifié par le volume de perméat (7,96 L). En réalité, il n'y avait pas de particules de taille

supérieure à 1,2 μm , puisque deux filtrations (1,2 μm et 50 kDa) ont été effectuées sur cet échantillon.

Le carbone total dans l'échantillon semble suivre la répartition de la DCO soluble. Tel que précédemment discuté, la matière organique soluble, contenant beaucoup de carbone, semble être la principale source de DCO.

En ce qui a trait à la dioxine octachlorée, elle semble suivre la tendance de la DCO colloïdale, car elle est répartie de façon pratiquement équitable entre le perméat et le concentrat, avec une légère préférence pour le perméat. Cette répartition ne permet pas de conclure sur l'adsorption des OCDD sur les colloïdes, car la DCO_{coll} et la DCO_{sol} se trouvent à la fois dans le perméat et le concentrat. Ces répartitions similaires montrent toutefois une tendance qui ne contredit pas l'hypothèse de base selon laquelle les OCDD sont adsorbés aux colloïdes.

Il est aussi possible que la molécule d'OCDD soit liée à des acides humiques solubles capables de passer en travers de la membrane. La solubilité de l'OCDD dans l'eau est de 74 à 400 pg OCDD/L selon la littérature, ce qui est supérieur aux concentrations observées lors de cette expérimentation (Alexander et al., 2000; J. Bureau et al., 2006). De plus, la présence de matière organique augmente la solubilité des contaminants organiques, dont l'OCDD (Chiou et al., 1986). Finalement, la molécule d'OCDD est hydrophobe et a tendance à s'associer à tout autre type de particule que l'eau, plus particulièrement à de la matière organique, puisque son coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) de l'OCDD est de 12,72 (Kim et al., 2016). Cette valeur élevée de K_{ow} suggère que la molécule d'OCDD s'associe et s'accumule d'abord avec la matière organique avant de se solubiliser dans l'eau. Dans le cas présent, avec des acides humiques solubles ou colloïdaux issus de la décomposition de la tourbe à la dernière section du marais.

5.2.1.3 Carbone organique et inorganique

Les mesures du carbone total, organique et inorganique ont montré que la majeure partie (69%) du carbone présent dans l'échantillon d'eau brute est de nature organique (COT). Cela était attendu en raison de la solubilisation de la tourbe que l'on sait relarguer des acides humiques à partir des résultats précédents de caractérisation par spectrofluorophotométrie (EEM 3D; Figure 5-3).

Suite à la filtration membranaire, on observe que le carbone organique et inorganique se répartit approximativement de la même façon entre le perméat et le concentrat, c'est-à-dire à 75-80% dans

le perméat et à 20-25% dans le concentrat. Ce pourcentage (20-25%) correspond d'ailleurs au pourcentage de DCO soluble dans le concentrat à la Figure 5-11. On en conclut que la nature organique ou inorganique des particules n'a pas d'influence sur leur répartition entre le perméat et le concentrat et que la source principale de DCO_{soluble} dans les deux produits est constituée de carbone.

Pour des colloïdes marins, un fractionnement similaire a déterminé que 12,5% des substances humiques étaient retenues par une membrane de 50 kDa, ce qui est proche des résultats de 20% à 25% obtenus (Pantano et al., 2012).

5.2.1.4 Conclusion

Sur la base des résultats du bilan de masse compris entre 80% et 120% pour chaque paramètre, l'expérimentation est considérée valide. La répartition des colloïdes dans le perméat et le concentrat ne correspond toutefois pas à ce qui était attendu, car une masse égale de DCO_{colloïdale} se retrouve dans le perméat et le concentrat.

Il est possible que la méthode de détermination de la DCO_{colloïdale} ne possède pas le même seuil de coupure que la membrane d'ultrafiltration (50 kDa). Elle a cependant été validée quant à la floculation de la matière soluble. D'autres validations pourraient être effectuées avec une concentration connue de colloïdes, tant pour le seuil de coupure effectif de la membrane d'ultrafiltration que celui de la méthode de détermination de la DCO_{colloïdale} (floculé-filtré).

La DCO mesurée dans le perméat semble être principalement composée de carbone organique provenant de la solubilisation de la tourbe dans le marais Polytechnique.

Les OCDD sont répartis quasi équitablement entre le perméat et le concentrat de la même façon que la DCO_{colloïdale}. Deux hypothèses subsistent : soit le seuil de coupure effectif de la membrane est supérieur au diamètre des colloïdes, ceux-ci pouvant être associés aux OCDD; soit le seuil de coupure est tel qu'attendu, mais les OCDD sont associés aux phases soluble et colloïdale. Si cette seconde hypothèse s'avère, les OCDD sont probablement associés à des acides humiques agglomérés formant des colloïdes et à des acides humiques solubilisés.

Il n'est donc pas possible de confirmer que les PCDD/F sont associés aux colloïdes dans le cadre de cette expérimentation, mais rien ne contredit cette hypothèse. Si cette expérimentation devait être reproduite, une ou plusieurs membranes dotées un seuil de coupure réduit (1 kDa, 10 kDa)

permettrait de déterminer la taille des colloïdes présents et leur réelle association aux PCDD/F. Dans l'expérimentation de filtration granulaire en colonne qui suivra, il sera important de garder en tête qu'une partie, jusqu'à la moitié des PCDD/F sont potentiellement associés à des particules solubles.

5.2.2 Filtration granulaire en colonnes

L'expérimentation de filtration granulaire en colonnes avait deux objectifs. Le premier objectif consistait à déterminer la capacité d'enlèvement, par différents matériaux, des colloïdes et des OCDD se trouvant dans un lixiviat prétraité par marais filtrant. Le second objectif était de déterminer la résilience de ces matériaux dans un contexte variable et/ou défavorable au traitement des contaminants.

Trois matériaux ont été sélectionnés pour leurs propriétés physiques et chimiques : l'alumine activée, l'ilménite et le sable chargé positivement. La section qui suit fait état des résultats de caractérisation des trois matériaux, de l'hydraulique du montage, de même que des résultats de l'expérimentation en colonnes.

5.2.2.1 Caractérisation des matériaux

Trois matériaux utilisés pour des essais de filtration en colonne sont caractérisés afin de prédire et de comprendre leur performance. L'alumine activée et l'ilménite ont été utilisées telles quelles, après un rinçage à l'eau du robinet pour en retirer les particules fines. Le microsable de silice, pour sa part, a été traité tel que décrit à la section 3.3.2.3.1 afin de l'envelopper d'oxyde d'aluminium.

Le Tableau 5-6 présente la composition chimique, la teneur en aluminium et en fer, le cas échéant, le diamètre moyen des grains (d_{50}), la surface spécifique et le point de charge nulle (mesuré par titrage massique) des trois matériaux. Le tableau inclut aussi les étapes intermédiaires de formation du sable chargé, soit le sable rincé à l'eau et le sable lavé à l'acide (HCl).

Tableau 5-6 : Sommaire des résultats de la caractérisation des matériaux testés lors de l'expérimentation en colonne, incluant les étapes de formation du sable chargé, soit le sable rincé à l'eau, puis lavé à l'acide (HCl) et traité à l'aluminium. Les données théoriques sont présentées à titre comparatif.

Nom	Composition principale théorique	% Al et Fe		D moyen		Point de charge nulle (PCN)		Surface spécifique	
		Analyse chimique %	Théorique %	d ₅₀ (mm)	Théorique (mm)	Titration massique	Théorique	Autosorb-1 m ² /g	Théorique m ² /g
Alumine activée	Al₂O₃	67,1% Al	N/A	1,875	N/A	9,3	6,5 - 9,8 ¹	295,7	~ 300
Ilménite	FeTiO₃	1,34% Al 58,1% Fe	0,44-1,49% Al ₂ O ₃ ^{4,3} 39,8-49,8% Fe _x O _x ^{2,4}	0,222	0,06 ⁵ ; 0,14 ² ; 0,15 ³	5,2	5,4 ² ; 5,6 ⁴ 3,5-7,2 ¹	10,56	0,3 ² - 1,3 ¹
Sable rincé (H₂O)	SiO₂	N.D.	N.D.	0,090	N/A	N.D.	1,8 – 4,2 ¹	0,309	0,2 ⁶
Sable lavé (HCl)	SiO₂	1,22% Al*	N.D.	N.D.	N/A	N.D.	N.D.	0,270	N.D.
Sable traité (Al)	SiO₂ + Al₂O₃	1,70% Al*	0,04 ^{6,7} – 4,5 ⁸ %	N.D.	N/A	N.D.	4 ⁹ - 8 ⁸	1,902	52 ⁸ – 440 ⁹

N/A : Non applicable ; N.D. : Non-disponible

¹ (Kosmulski, 2009); ² (Li et al., 2006); ³ (Nuri et al., 2014); ⁴ (Mehdilo et al., 2013); ⁵ (Li et al., 2016); ⁶ (Kuan et al., 1998);

⁷ (Chen et al., 1998); ⁸ (Arias et al., 2006); ⁹ (Reymond & Kolenda, 1999)

* Pourcentage basé sur les résultats pondérés de cinq cuvées de formation distinctes

Composition chimique

L'alumine étant un matériau fabriqué, le diamètre des grains et la quantité d'aluminium ne sont pas « typiques » dans la littérature. La faible teneur en aluminium dans le sable et l'ilménite représente une impureté. Ceci était attendu, puisqu'il s'agit de matériaux naturels.

L'ilménite présente une concentration de fer de 58%, ce qui est plus élevé relativement à la littérature étudiée (~30-50%). Les proportions de fer, de titane et d'impuretés ont une influence sur le PCN et la surface spécifique d'un matériau.

La teneur initiale en aluminium du microsable après lavage à l'acide est de 1,22% et le traitement à l'aluminium permet d'amener cette valeur à 1,70%. Ces valeurs sont des moyennes pondérées de cinq cuvées différentes de formation de sable chargé dont les détails sont présentés en Annexe I. L'aluminium qui représente donc 4,8 mg Al/g sable, ce qui est proche des valeurs obtenues par Kuan et al. (1998) sur lequel le traitement est basé, qui a obtenu 3,73 mg Al/g sable (à pH_{coating} de 6), mais aussi des valeurs de Liu et al. (2014) qui a obtenu 5,9 mg Al/g sable.

Diamètre moyen

Afin de déterminer le d_{50} des matériaux, des courbes granulométriques des matériaux ont été produites et sont présentées en Annexe J. La taille des grains de l'alumine activée est uniforme, 98% de la taille des grains se trouvant entre 1,25 mm et 2,50 mm. Il s'agit du matériau le plus grossier utilisé pour l'essai en colonne. Il est donc attendu que le mécanisme de filtration soit moindre dans la colonne d'alumine activée. L'ilménite et le microsable possèdent une répartition plus grande de la taille de leurs grains, ce qui leur prodigue des propriétés filtrantes améliorées.

La taille et la répartition de la taille des particules a une influence sur la porosité et l'indice des vides. Pour ces raisons, le TRH_v est différent dans chaque colonne. Le diamètre moyen a aussi une influence sur la surface spécifique d'un matériau. Toutefois, un matériau poreux et calciné comme l'alumine activée aura une grande surface spécifique malgré leur plus grand diamètre.

Point de charge nulle

Les résultats du titrage massique effectué pour déterminer le point de charge nulle de l'alumine activée et de l'ilménite sont présentés à la Figure 5-12. Le pH de la solution mère (NaCl 0,1M; dégazée à l'azote) est initialement commun, puis les courbes se distinguent rapidement pour se stabiliser à leur point de charge nulle.

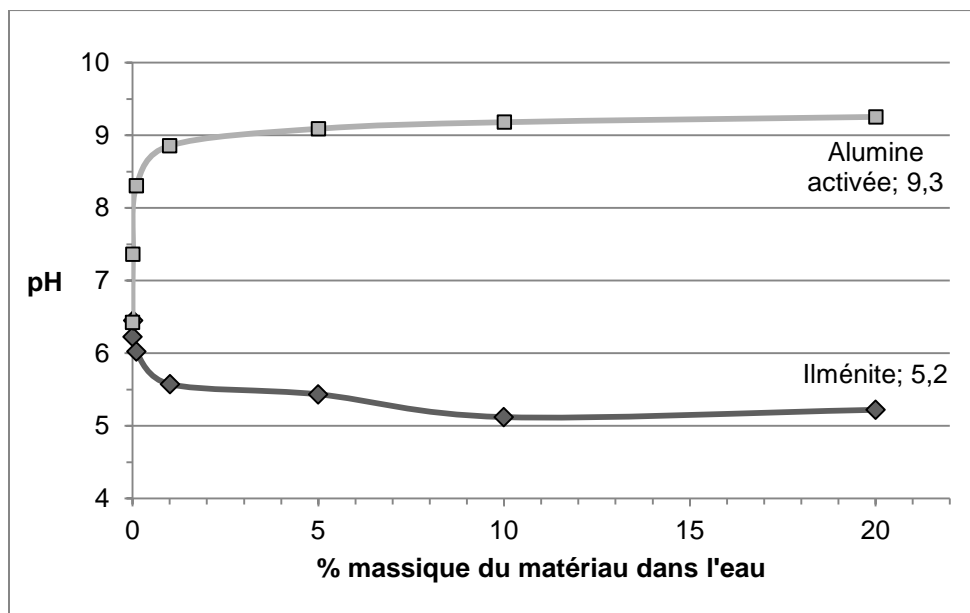


Figure 5-12 : Résultats de l'expérimentation de détermination du point de charge nulle par titrage massique de l'alumine activée et de l'ilménite

Afin de confirmer et préciser ces résultats, des essais supplémentaires pourraient être réalisés avec différentes concentrations initiales d'électrolyte ou différents électrolytes comme du chlorure de potassium KCl.

L'alumine activée présente un PCN mesuré élevé (9,3) qui entre dans la plage prévue par la revue de littérature (Kosmulski, 2009). Cette caractéristique est un atout important pour l'adsorption des colloïdes et de la matière organique soluble. Au fur et mesure du processus d'adsorption les éléments négatifs adsorbés sur l'alumine neutraliseront les charges de sorte que le matériau ne sera plus chargé positivement au pH de l'eau filtrée.

Le PCN mesuré de l'ilménite (5,2) est légèrement plus faible que Nuri et al. (2014) (5,4) et Mehdilo et al. (2013) (5,6), mais reste dans les plages (5 à 7 et 5,5 à 9,3) répertoriées par Kosmulski (2009) pour les oxydes de fer et de titane. Bien qu'il soit négativement chargé à pH neutre, l'ilménite a montré des capacités à adsorber des colloïdes négativement chargés sur une large plage de pH (Alonso et al., 2009).

Le PCN du sable chargé n'a pas été déterminé par titrage massique, car cette méthode prend compte de toute la composition du matériau et non pas seulement de sa surface. Son point de charge nulle n'a pas été déterminé en laboratoire. Pour se faire, un essai de titrage massique pourrait être effectué avec le précipité d'aluminium, soit le résultat du traitement à l'aluminium, sans le sable. Le résultat

d'un tel essai resterait toutefois une estimation, car l'ensemble de la surface du sable chargé n'est pas nécessairement enrobé d'aluminium.

Surface spécifique

Le matériau qui présente la plus grande surface spécifique et détenant la capacité d'adsorption la plus prometteuse est l'alumine activée avec $296 \text{ m}^2/\text{g}$ de surface spécifique, suivi de l'ilménite avec $10,6 \text{ m}^2/\text{g}$ et du sable chargé avec $1,90 \text{ m}^2/\text{g}$.

Tel qu'attendu, l'alumine activée présente une grande surface spécifique proche de $300 \text{ m}^2/\text{g}$. Étant donné qu'il s'agit d'un matériau fabriqué, ce type de paramètre est habituellement vérifié et constant. Sa grande surface spécifique indique une grande capacité d'adsorption et, par conséquent, un plus grand potentiel de longévité dans un marais filtrant.

La surface spécifique mesurée de l'ilménite ($10,56 \text{ m}^2/\text{g}$) est relativement élevée comparativement à la surface spécifique de l'ilménite naturelle ($0,3\text{-}0,6 \text{ m}^2/\text{g}$) trouvée dans la littérature (Mehdilo et al., 2013). Elle se rapproche davantage de la valeur de $19 \text{ m}^2/\text{g}$ de nanoparticules d'hématite et $45 \text{ m}^2/\text{g}$ de nanoparticules de TiO_2 rapportée par Kosmulski (2011) dans Tombácz (2009). Pourtant, l'ilménite mesurée ne comportait pas ou peu de fines. Les impuretés peuvent avoir une influence sur la surface spécifique d'un matériau, mais n'expliquent pas l'écart d'un ordre de grandeur avec les valeurs de la littérature.

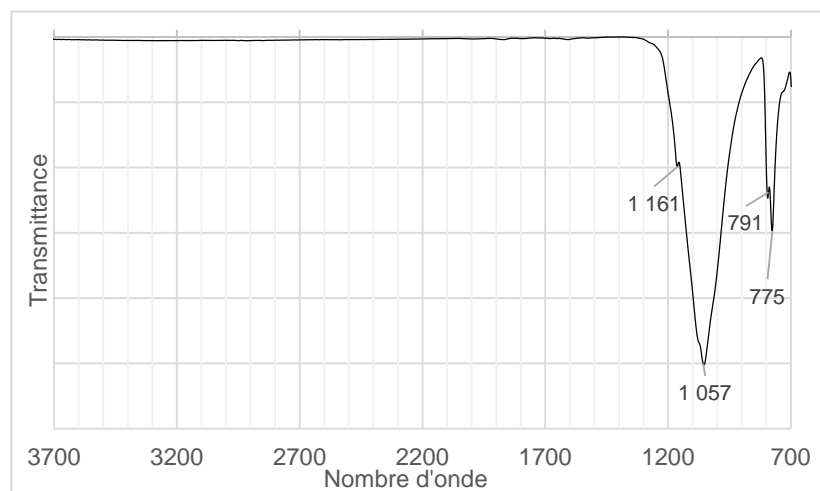
La surface spécifique du sable rincé est initialement de $0,309 \text{ m}^2/\text{g}$ et de $0,270 \text{ m}^2/\text{g}$ après le lavage à l'acide. Le traitement à l'aluminium du sable augmente de plus de six fois sa surface spécifique ($1,902 \text{ m}^2/\text{g}$). Ce résultat montre un changement significatif dans la capacité d'adsorption du sable.

Caractérisation supplémentaire du sable chargé

Le sable a été caractérisé par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR spectroscopy) ainsi que par microscopie électronique environnementale à balayage (ESEM - Environmental scanning electron microscopy).

Les analyses FTIR ont permis de valider la composition du sable lavé (SiO_2 ; Figure 5-13) et de déterminer que le précipité d'aluminium correspondait en partie à de l'oxyde d'aluminium (Al_2O_3 ; Figure 5-14), selon les bases de données de courbes FTIR disponibles (Vahur et al., 2016).

a)



b)

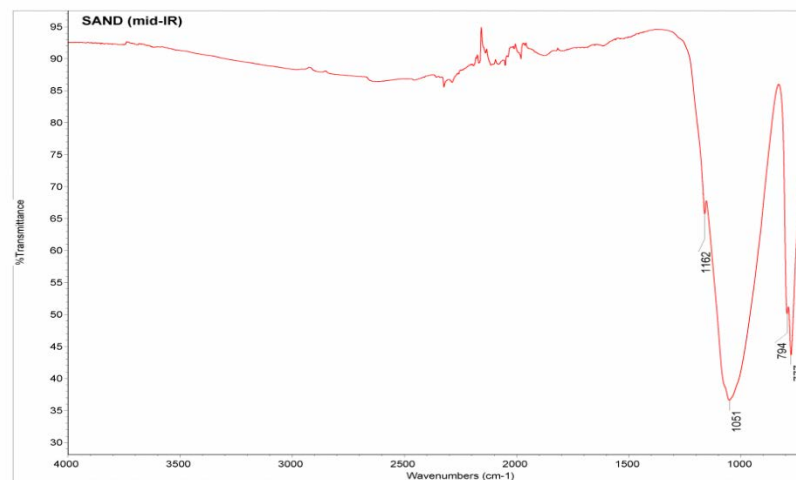


Figure 5-13 : Spectre de transmittance FTIR a) du microsable lavé avant traitement à l'aluminium et b) de sable, issu de la base de données de matériel de conservation de la Chaire en chimie analytique de l'Institut de chimie de l'Université de Tartu, Estonie (Vahur et al., 2016)

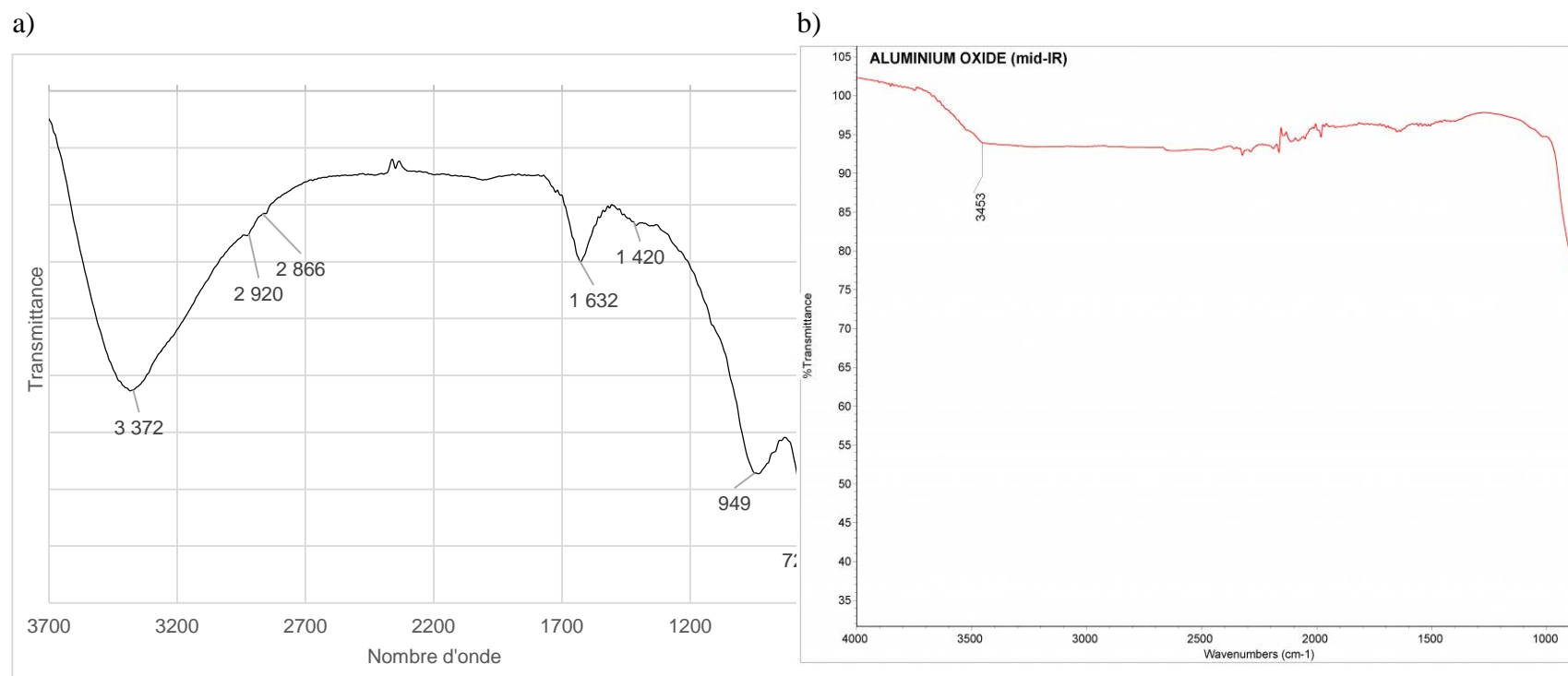
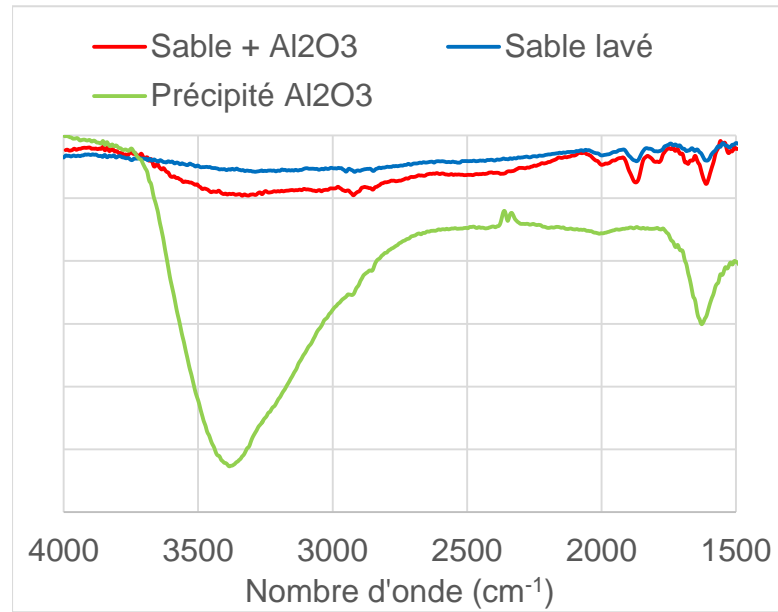


Figure 5-14 : Spectre de transmittance FTIR a) du précipité d'aluminium produit en laboratoire (Polytechnique Montréal) et b) d'oxyde d'aluminium, issu de la base de données de matériel de conservation de la Chaire en chimie analytique de l'Institut de chimie de l'Université de Tartu, Estonie (Vahur et al., 2016)

a)



b)

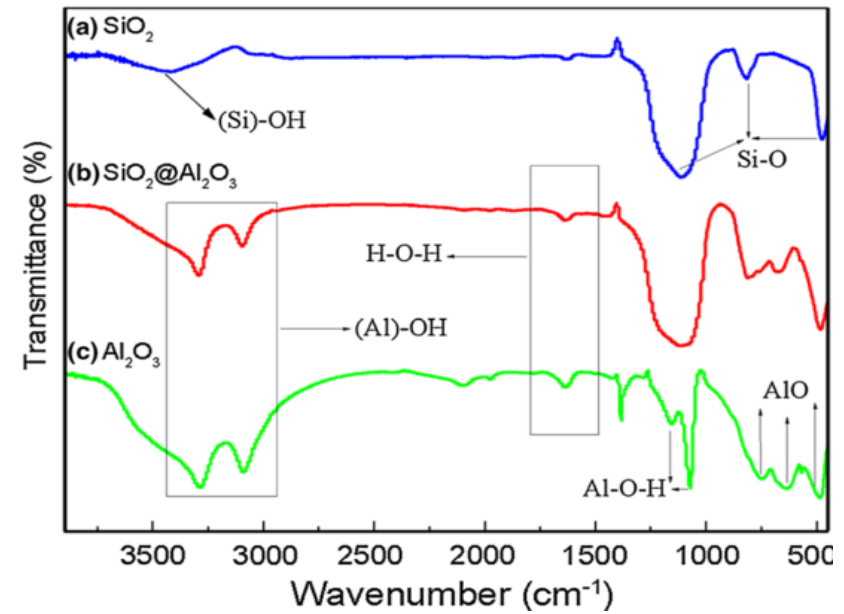
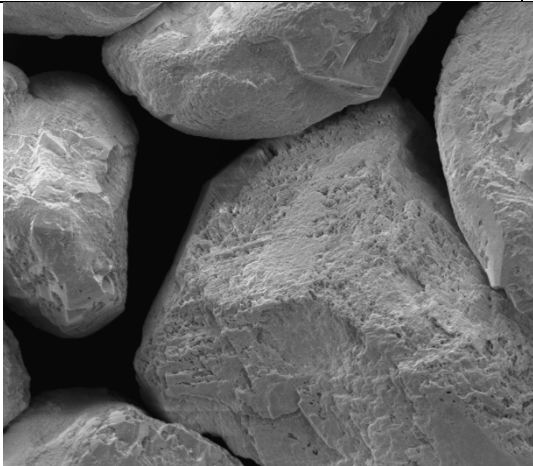
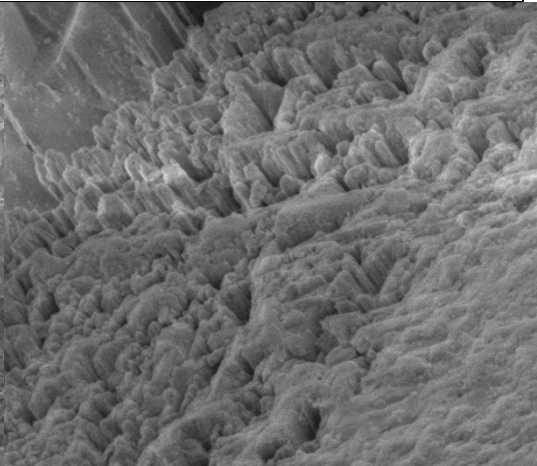
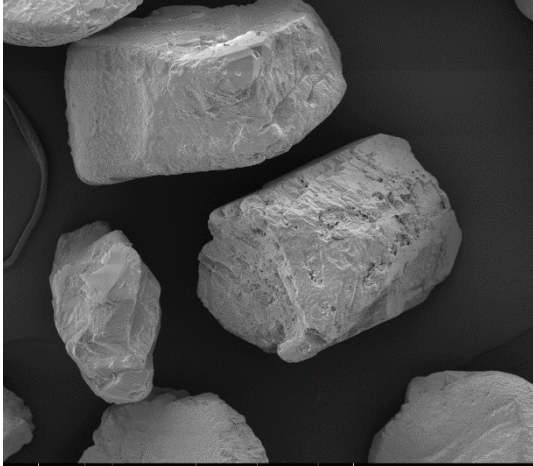
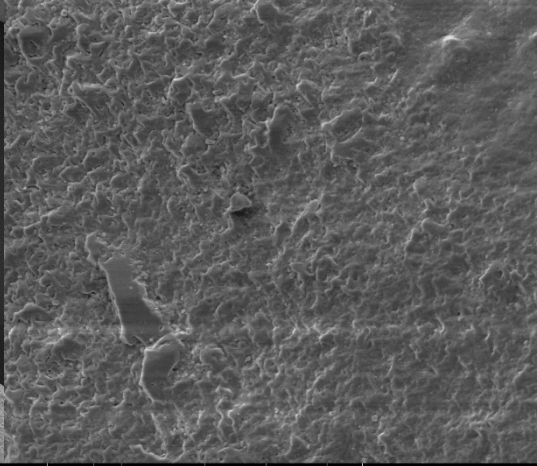
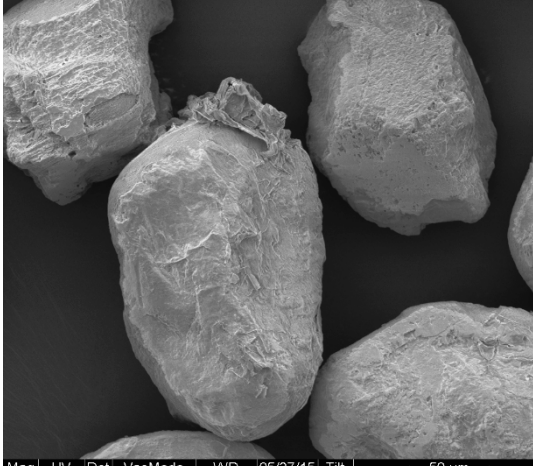
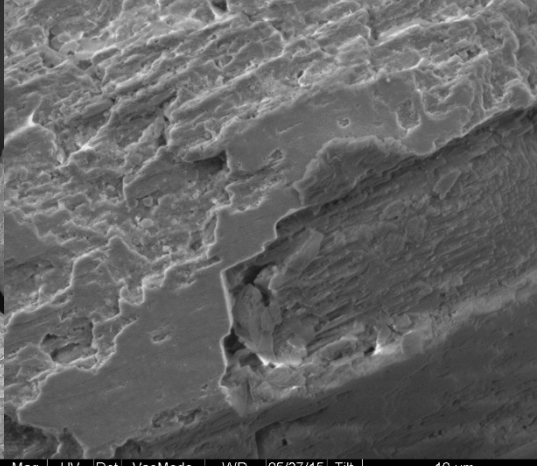


Figure 5-15 : a) Courbe FTIR du sable lavé, du précipité d'aluminium seul et du sable traité et b) Figure issue de « Effect of Al₂O₃-coated SiO₂ on properties of Al₂O₃-coated SiO₂/PI composite films » (Liu et al., 2014) représentant la détection d'oxyde d'aluminium sur du sable par FTIR.

Les courbes FTIR superposées (Figure 5-15) permettent de montrer que le sable traité présente à la fois le spectre du sable SiO_2 et du précipité d'aluminium combinés, sans toutefois quantifier la proportion d'aluminium sur le sable.

La microscopie ESEM a permis de produire des photographies augmentées jusqu'à 6000 fois permettant de visualiser la surface des grains, tel que présenté au Tableau 5-7. Aucune différence visible n'a été remarquée entre le sable rincé et le sable lavé à l'acide. Le sable traité à l'aluminium présente toutefois des structures supplémentaires, tel qu'observé au Tableau 5-7 C augmentés à 800x. On observe dans cette photographie que le précipité est collé au sable, mais sous forme de granulat plutôt que sous forme de couche uniforme. Des analyses supplémentaires ont donc été effectuées par ESEM afin de quantifier l'aluminium à la surface d'un grain de sable à la fois, plutôt qu'une teneur globale.

Tableau 5-7 : Photographies ESEM du microsable (A) rincé, (B) lavé et (C) traité

Magnitude	800x	5000x à 6000x
(A) Microsable rincé à l'eau	 <small>Mag HV Det VacMode WVD 05/27/15 Tilt 800x 5.0 kV Etd Highvacuum 6.49 mm 23.37.48 0.5 °</small>	 <small>Mag HV Det VacMode WVD 05/27/15 Tilt 6000x 5.0 kV Etd Highvacuum 6.50 mm 23.39.49 0.5 °</small>
(B) Microsable lavé à l'acide HCl 0,1M	 <small>Mag HV Det VacMode WVD 05/26/15 Tilt 800x 5.0 kV Etd Highvacuum 6.33 mm 3.31.00 0.4 °</small>	 <small>Mag HV Det VacMode WVD 05/26/15 Tilt 6000x 5.0 kV Etd Highvacuum 6.31 mm 3.42.35 0.5 °</small>
(C) Microsable traité à l'aluminium Al ₂ O ₃	 <small>Mag HV Det VacMode WVD 05/27/15 Tilt 800x 5.0 kV Etd Highvacuum 7.13 mm 23.18.03 0.5 °</small>	 <small>Mag HV Det VacMode WVD 05/27/15 Tilt 6000x 5.0 kV Etd Highvacuum 7.13 mm 23.20.01 0.5 °</small>

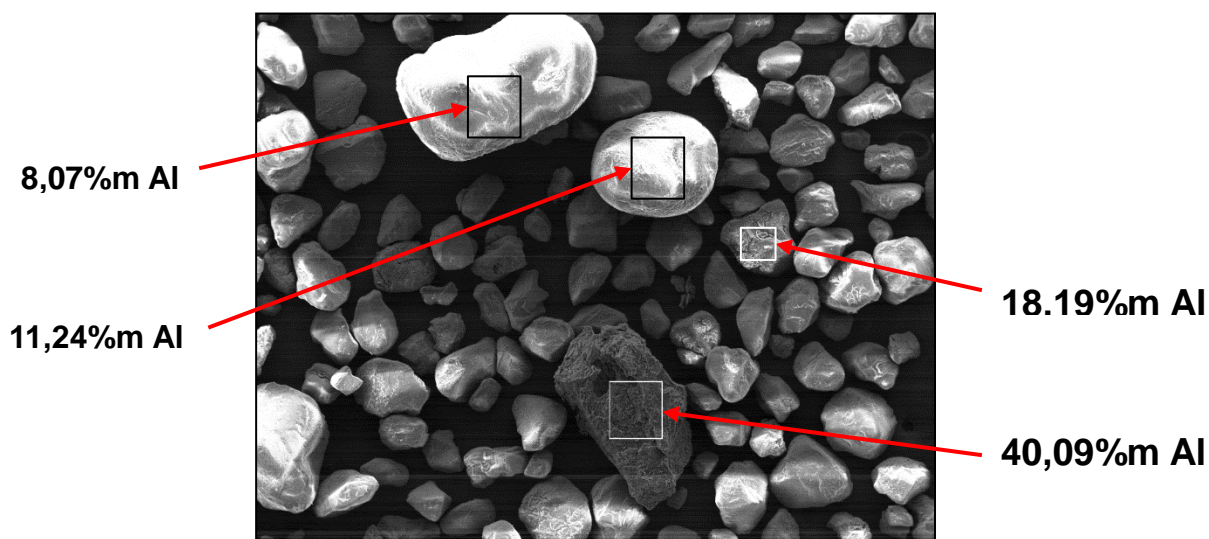


Figure 5-16 : Photographies EDX magnitude 60x ; microsable traité; Cuvée #6 (1,73% Al) ; Résultats de quantification ciblée d'aluminium (% massique)

Le sable traité à la Figure 5-16 possède une répartition inégale d'enrobage d'aluminium. On y observe aussi un grain de précipité, dont la forme irrégulière ne correspond pas aux autres grains de sable et dont la quantité d'aluminium est beaucoup plus grande (40,09%) que les autres grains de sable traité (entre 8,07% et 18,19%). Ces pourcentages sont plus élevés que ceux obtenus par analyse chimique (1,73%), car ils ne considèrent que la surface du grain et non son centre. Cette photographie permet aussi de visualiser l'hétérogénéité de la quantité d'aluminium sur les grains de sable et les précipités d'aluminium, le cas échéant.

La grande surface spécifique et le point de charge nulle élevé de l'alumine activée lui donnent un avantage sur les autres matériaux. À partir de la revue de littérature et de la caractérisation effectuée sur les matériaux utilisés pour l'essai en colonne, l'alumine devrait performer le mieux. Toutefois, la grosseur des grains d'alumine (1,25 – 2,5 mm) ne favorise pas la filtration des particules. En ce sens, un temps de contact élevé pourrait permettre l'adsorption des particules qui ne peuvent pas être filtrées par l'alumine.

L'ilménite a montré une surface spécifique prometteuse, bien que son point de charge nulle ne semble pas favoriser l'adsorption des colloïdes chargés négativement. Sa granulométrie permettrait une certaine filtration des particules, sans présenter de risque de colmatage.

Le sable traité à l'aluminium est un matériau fin dont les propriétés filtrantes risquent d'être les meilleures, mais présente des risques de colmatage. L'ajout d'un enrobage d'aluminium a permis d'augmenter sa surface spécifique, mais celle-ci reste la plus petite des trois matériaux à l'étude, la sorption à la surface du sable risque d'être moindre. De plus, ce type d'enrobage n'est pas uniforme et pourrait se révéler temporaire, puisque des études ont montré des pertes d'aluminium dans les premiers jours d'expérimentation (Chen et al., 1998)

5.2.2.2 Alimentation

Les colonnes ont été alimentées en continu à partir d'un réservoir de transfert rempli périodiquement par de l'eau provenant de la sortie du marais filtrant Polytechnique. Les caractéristiques physico-chimiques de cet effluent, tel le pH, l'alcalinité, la DCO_t, la DCO_{coll} ou le COT sont variables. Cette variabilité était attendue et peut être atténuée par le prélèvement de grands échantillons (> 30 L). Toutefois, le délai d'utilisation et les conditions de conservation permettent à la charge polluante de se dégrader partiellement. Le Tableau 5-8 présente les résultats de certaines analyses effectuées par les laboratoires Agat, Maxxam et/ou Polytechnique pour les trois suivis environnementaux de 2015 dont proviennent les échantillons.

Tableau 5-8 : Conditions initiales de l'eau au moment du suivi environnemental mesurées au laboratoire Agat et mesurées au moment de l'expérimentation à Polytechnique.

		Suivi #1		Suivi #2		Suivi #3	
Unités		Agat	Poly	Agat	Poly	Agat	Poly
Date d'analyse		22/06/15	13/10/15	8/9/2015	10/11/15	6/11/2015	17/11/15
pH		7,67	7,9	7,97	8,1	9,11	8,9
Turbidité	UTN	-	2,21	-	1,00	-	0,76
DCO_{totale}	mg/L	76,5	49	69,0	64	64,0	54
DCO_{colloïdale}	mg/L	-	20	-	18	-	6,3
COT	mg/L	24,5	17,5	21,8	22,4	22,1	20,4
CIT	mg/L	-	30,0	-	28,5	-	18,8
Carbone total	mg/L	-	47,5	-	50,9	-	39,2
MES	mg/L	2	-	<2	-	<2	-
PCDD/F	pg TEQ/L	0,00916	-	0,0009*	-	0,0006*	-
Volume prélevé	L	50		8		50	

* Analyse effectuée par le laboratoire Maxxam.

- : N'a pas été analysé.

Le pH est près de 8 aux deux premiers suivis alors qu'il est près de 9 au suivi #3. Lors des suivis physico-chimiques sur le terrain, le pH avait aussi montré une variabilité dans le temps, plus précisément en fonction des précipitations qui diminuaient le TRH dans le marais, ce qui ne donnait pas suffisamment de temps à la zone de tourbe pour effectuer la neutralisation. Le pH moyen pour 13 données prises en 2014 était de 7,7, ce qui se compare davantage au suivi #1.

La turbidité, plus élevée dans le premier suivi (2,21 UTN), est un indicateur de la présence de colloïdes. La turbidité des suivis #2 (1,00) et #3 (0,76) est plus basse, ce qui n'exclut pas qu'elle contienne des colloïdes. Par exemple, la turbidité de l'eau dans les Everglades, en Floride, est de l'ordre de 0,4 à 3,4 UTN, alors que l'eau potable se situe davantage aux alentours de 0,3 UTN lorsqu'elle est traitée par coagulation et filtration (Direction de l'eau potable et de l'eau souterraine, 2016; Kadlec & Wallace, 2009)

Dans les suivis #1 et #2, une grande part de la DCO est colloïdale (40% et 28%), alors que l'eau du 3^e suivi ne présente que 6,3 mg/L de DCO_{colloïdale} (10%). Cette variabilité avait été observée lors de la caractérisation des colloïdes en 2014 (Kalache, 2014). Une moyenne de 14 mg/L (soit 30% de la DCO totale de 47 mg/L) avait été calculée alors. L'échantillon issu du suivi environnemental #1 est celui dont les paramètres de DCO se rapprochent le plus des conditions moyennes du marais en 2014.

La variabilité des paramètres de cet échantillon permet d'exposer les matériaux testés à des conditions plus proches de la réalité des marais. Entre autres, cela permet d'observer les risques de relargage des colloïdes adsorbés en début d'expérimentation.

Le délai d'utilisation de l'eau a eu un impact sur la DCO totale, plus particulièrement sur la DCO rapidement biodégradable, habituellement soluble. L'impact sur la DCO_{coll} n'a pas été mesuré. Étant donné la nature physico-chimique du traitement et le long TRH_v dans les colonnes (environ 2 jours) il est estimé que l'utilisation d'un échantillon plus frais et mieux conservé n'aurait pas eu d'impact significatif sur la différenciation des matériaux pour leur efficacité de traitement.

Compte tenu des conditions d'opération de l'expérimentation en colonne, les résultats doivent être utilisés avec prudence, surtout à des fins de dimensionnement à l'échelle réelle. Un échantillonnage plus régulier de l'eau du marais améliorerait la représentativité des résultats, mais entraînerait davantage de variation des propriétés initiales de l'eau brute (pH, alcalinité, charge en colloïdes, etc.).

On note que pour le suivi #1, une diminution de 28,6% du carbone organique totale est mesuré entre l'échantillonnage et l'essai. Le carbone organique a pu se minéraliser en carbone inorganique par photodégradation, malgré les mesures prises pour protéger l'échantillon des rayons du soleil. Cet écart, bien que non souhaitable, ne semble pas avoir le pouvoir de modifier les conclusions de cette étude qui est plus comparative que quantitative. Les quantités de COT et de CIT dans les deux premiers suivis sont semblables, mais le troisième suivi contient environ 30% moins de CIT.

Les facteurs qui influencent les concentrations de carbone organique et inorganique dans un marais sont multiples et complexes (Kadlec & Wallace, 2009). Les concentrations mesurées dans les échantillons d'eau brute sont semblables à celles qu'on peut mesurer pour des marais naturels ou de l'eau de surface, soit entre 1 mg/L et 50 mg/L de carbone organique dissous et entre 0 mg/L et 40 mg/L de carbone inorganique dissous (Jin et al., 2014; Johnston et al., 2008). Ces concentrations sont largement influencées par l'hydrologie du système.

Tel qu'attendu, une faible concentration de MES a été mesurée à l'eau brute pour les trois suivis. Les études de l'été 2014 ont montré les capacités du marais à traiter les matières en suspensions jusqu'à une moyenne finale de 0,3 mg/L à l'effluent du marais correspondant à l'eau brute utilisée pour l'expérimentation en colonne (section 5.1.4.1). Pour cette raison, les colonnes n'ont pas été conçues pour filtrer les matières en suspensions et ne devraient pas expérimenter de colmatage précoce lors des essais.

La concentration en PCDD/F lors des suivis environnementaux de 2015 était faible. Les trois suivis ont présenté des concentrations inférieures à la moyenne pour les quatre années (14 échantillons ; 0,056 pg TEQ/L) et deux d'entre eux se situaient sous le critère de 0,0031 pg TEQ/L.

Ces données montrent donc que malgré le délai et les conditions de conservation de l'échantillon du suivi #1, l'échantillon est considéré valide pour la différenciation des matériaux filtrants et celui-ci reste le plus représentatif des conditions moyennes du marais, basé sur les résultats des années précédentes. De plus, les échantillons des suivis #2 et #3 montrent les paramètres du marais possèdent une variabilité importante qu'il faut aussi considérer. Un facteur dominant dans la variation des paramètres est la pluviosité, qui dilue la contamination et diminue le TRH dans le marais.

L'expérimentation en colonne permettra donc d'analyser deux contextes différents, soit la capacité des filtres à diminuer les concentrations en PCDD/F d'un effluent contaminé en deçà du critère du MDDELCC dans des conditions favorables (pH neutre, concentrations plus élevées ; Phase I) ainsi que leur résilience, soit leur capacité à retenir les contaminants dans un contexte d'effluent variable et/ou peu favorable (pH élevé, concentrations faibles ; Phase II).

5.2.2.3 Hydraulique

Les colonnes de filtration granulaire ont été remplies puis opérées en mode saturé pour toute la durée de l'expérimentation. Le débit était initialement contrôlé par l'ouverture partielle d'une valve à la base de la colonne, puis a été modifié pour être évacué par débordement au courant de l'expérimentation. Aucun essai de traçage n'a été effectué sur les colonnes.

Le volume de chaque colonne est identique, mais les matériaux possèdent des caractéristiques granulométriques très différentes et, par conséquent, un volume des vides différent. Le TRH_v de chaque colonne doit donc être estimé individuellement. Le Tableau 5-9 présente les masses volumiques de chaque matériau et les paramètres d'opérations du montage de l'essai en colonne.

Tableau 5-9 : Caractéristiques et paramètres d'opération des colonnes

	Unités	Alumine activée	Ilménite	Sable chargé	Témoin
Volume total	L	1,26	1,26	1,26	1,26
Masse de média	kg	1,07	2,02	1,72	0
Masse volumique	kg/L	0,85	1,60	1,37	0
Débit entrant	mL/min	0,39 ± 0,05	0,39 ± 0,05	0,39 ± 0,05	0,39 ± 0,05
Volume des vides	mL	684	460	352	1260
Temps de remplissage	h	29,6	19,9	15,2	51,9
TRH_v estimé	d	1,2	0,8	0,6	2,3

Le débit entrant a été calibré maintes fois avant et pendant l'expérimentation par la mesure d'un volume écoulé dans un laps de temps d'au moins une heure (ce qui correspond à 23 ml). De légers ajustements ont été apportés aux cartouches de la pompe lorsque le débit entrant d'une colonne était trouvé à moins de 0,35 ml/min ou à plus de 0,43 ml/min.

Le temps de remplissage des colonnes représente une estimation du temps de rétention hydraulique des vides (TRH_v) présenté au tableau Tableau 5-9. Toutefois, les matériaux initialement secs contiennent de l'air qui peut prendre un certain temps avant de s'échapper du média. Le tassement du matériau avec le temps est aussi un facteur qui peut influencer le volume des vides dans une colonne. Pour toutes ces raisons, le temps de remplissage est considéré comme une estimation du TRH_v et non une mesure.

Dans les graphiques qui suivent, lorsqu'une courbe représente les caractéristiques de l'échantillon initial (eau brute; P7K), elle est présentée en fonction d'un TRH moyen, soit environ 1,2 jour (75 h) avant les résultats de l'effluent des colonnes. De plus, les résultats des quatre colonnes sont toujours présentés en fonction du volume filtré cumulé par colonne et non en fonction du temps.

Finalement, une coupure a été placée dans les graphiques au moment de l'échantillonnage ponctuel (1 L) d'une durée d'environ 48 h afin de recueillir suffisamment d'eau pour l'analyse en PCDD/F dans un laboratoire externe. Cette coupure marque aussi la fin de la Phase I de l'expérimentation, où les colonnes sont alimentées par l'effluent du suivi #1, et le début de la Phase II, où les colonnes sont alimentées par les échantillons du suivi #2 et #3.

5.2.2.4 Effluent

Les effluents des colonnes sont récoltés en continu dans des bouteilles d'environ 1 litre et sont ensuite caractérisés. Après 20 jours de filtration, un échantillon ponctuel de 1 litre est récolté pendant environ 2 jours pour l'analyse en PCDD/F seulement.

Les paramètres analysés sont le pH, la turbidité, la DCO, la DCO colloïdale, les MES, le carbone total, l'aluminium dissout et des PCDD/F. L'analyse de l'aluminium dissout s'est avérée nécessaire compte tenu de la nature des matériaux filtrants.

Potentiel hydrogène (pH)

Le pH est une caractéristique clé de l'essai en colonnes. Les phénomènes d'adsorption et de relargage sont menés par les conditions de pH, de même que les phénomènes de dissolution et de précipitation. Le pH à l'entrée des colonnes était de 7,67 et 8,9 pour les deux plus grands volumes (suivis #1 et #3), mais chaque colonne présente un pH différent à la sortie, tel que présenté à la Figure 5-17.

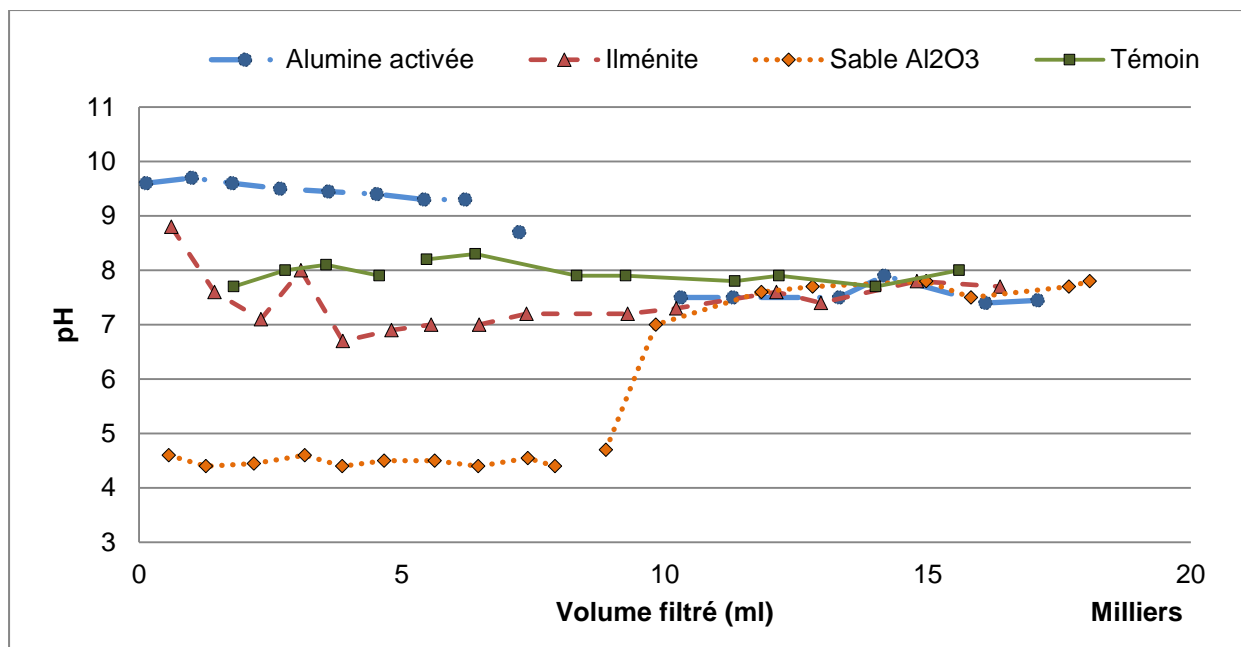


Figure 5-17 : Potentiel hydrogène (pH) à la sortie des quatre colonnes

L'effluent de la colonne témoin présente un pH plutôt stable de 8 tout au long de l'expérimentation, malgré que le pH du suivi #3 soit de 8,9. L'alumine activée présente un pH entre 9,3 et 9,7 pendant la Phase I, mais descend à 8,7 dès le début de la seconde phase jusqu'à se stabiliser à 7,5.

L'ilménite présente des variations entre 6,7 et 8,8 de pH dans la première phase, puis se stabilise autour de 7,5. Le sable fait diminuer le pH de l'eau à environ 4,5 jusqu'à environ 10 L filtrés (lors de la seconde phase), mais l'effluent rejoint ensuite brusquement le pH de la colonne témoin et des autres médias à près de 7,7.

Il semble donc que les médias aient un impact sur le pH de l'eau à traiter, mais seulement pendant une période, de longueur variable selon le média. À partir d'environ 11 L filtrés, l'effluent des colonnes possède essentiellement la même valeur de pH, à 7,7.

Une expérimentation en colonne similaire où le pH (initialement de 4,9) augmentait à 9,3 pour une colonne d'alumine activée, puis redescendait jusqu'à 6,6 au fur et à mesure de l'expérimentation. Cette diminution du pH est attribuée à l'échange d'ions et serait liée à la capacité d'adsorption d'un matériau (Huber et al., 2016).

De la même façon, le pH descend dans la colonne d'ilménite et remonte ensuite graduellement, au même rythme que sa capacité de rétention de la DCO totale, tel que présenté plus bas. Le pH est un paramètre influençant les capacités d'adsorption d'un matériau, mais de façon moindre dans le

cas de l'ilménite qui a montré sa capacité d'enlèvement à des pH très différents (5,5 et 9,0) (Chen, 2011; Li et al., 2016).

La courbe de pH du sable chargé présente toutefois une plus grande cassure que l'alumine ou l'ilménite au début de la seconde phase. Comme on le verra plus loin, l'aluminium issu de la dissolution de l'enrobage d'oxyde d'aluminium est responsable du faible pH de l'eau jusqu'à concurrence d'environ 9,0 L filtrés. Ce changement de pH, ou encore la lixiviation possiblement complète de l'aluminium dans la colonne a un grand impact sur les autres paramètres.

Turbidité

Les mesures de turbidité de l'eau brute présentent de plus grandes valeurs (environ 2,0 UTN) dans la première phase de l'expérimentation avec l'échantillon du suivi #1. Après environ 7 L de volume filtré, c'est l'échantillon du suivi #2 qui est mesuré à 1,00 UTN, puis celui du suivi #3 à 0,61 UTN.

Les colonnes parviennent à diminuer en partie la turbidité de l'affluent après deux à trois litres de volume filtré, y compris le témoin. Par conséquent, les matériaux filtrants ne jouent possiblement qu'un rôle secondaire, voire nul, dans la diminution de la turbidité.

L'alumine activée montre des résultats de turbidité en deçà de l'effluent de la colonne témoin tout au long de l'expérimentation, avec une moyenne de 0,565 UTN comparativement à 0,904 UTM pour le témoin. L'effluent de l'ilménite présente des variations de la turbidité, jusqu'à augmenter drastiquement après environ 10 L filtrés. Une perturbation au niveau de l'hydraulique lors du changement de phase dans la colonne a pu perturber le média d'ilménite. D'ailleurs, lors de la préparation de l'échantillon, l'ilménite a présenté des indices de friabilité lors du brassage.

Le sable a aussi présenté des variations dans la 1^{re} phase, pour ensuite se stabiliser à la baisse dans la 2^e phase. Ces variations pourraient être dues à la lixiviation de l'enrobage d'aluminium. Le sable est le matériau montrant la plus faible turbidité moyenne dans la 2^e phase, dont les valeurs oscillent entre 0,24 et 0,56 UTN à la Figure 5-18 après 10 L filtrés.

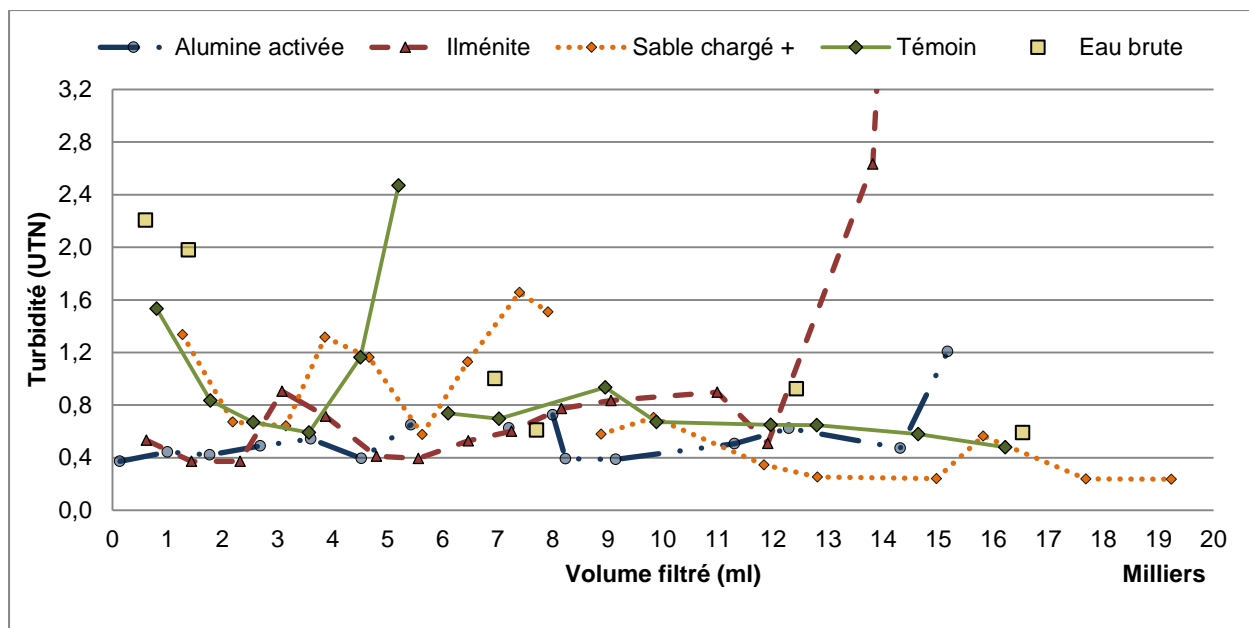


Figure 5-18 : Turbidité de l'eau brute et de l'effluent des quatre colonnes en fonction du volume filtré.

Après 12 L filtrés, l'ilménite s'est mise à relarguer une couleur jaunâtre, une grande turbidité et davantage de contamination.

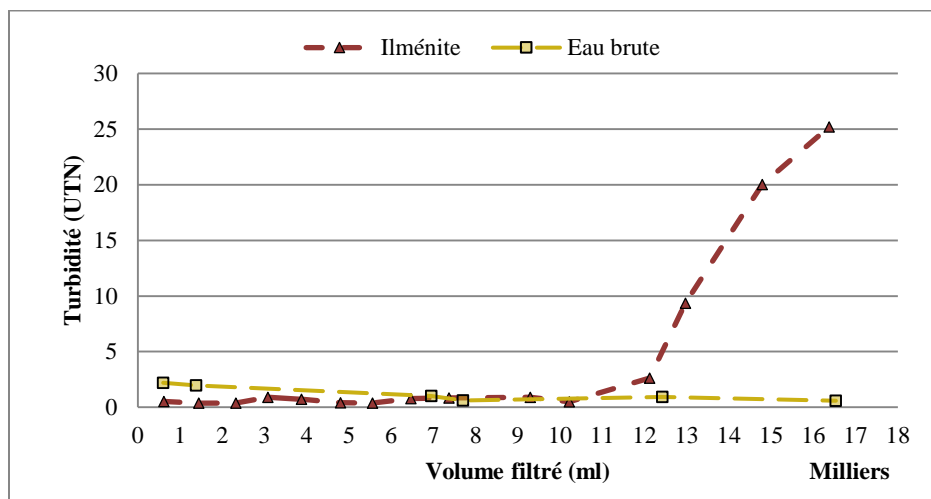


Figure 5-19 : Turbidité de l'eau brute et le l'effluent de la colonne d'ilménite tout au long de l'expérimentation

La cause de ce relargage n'est pas clairement définie. Ce phénomène a toutefois eu comme conséquence de disqualifier l'ilménite, telle qu'utilisée, comme matériau de filtration.

Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO_{totale} de l'effluent de la colonne témoin est similaire à celle de l'eau brute, mais systématiquement inférieure (Figure 5-20). Cela peut être dû au gabion de sortie, soit des granulats d'environ 5 mm pouvant retenir des particules. D'ailleurs, bien que les matières en suspensions n'aient pas été mesurées, le fractionnement de la DCO à la sortie de la colonne témoin a montré une moyenne de $-0,4 \text{ mg/L}$ de DCO_{part} , soit une valeur à l'intérieur de la marge d'erreur de la méthode pour une valeur réelle de 0 mg/L de DCO_{part} . De plus, il est possible qu'une partie de la DCO_{soluble} s'adsorbe au montage (tubes, colonne, récipients, etc.).

La variation de DCO_{totale} dans l'eau brute ne semble pas avoir impacté la DCO_{totale} à la sortie de la colonne témoin, qui se situe entre 38 mg/L et 48 mg/L tout au long de l'expérimentation.

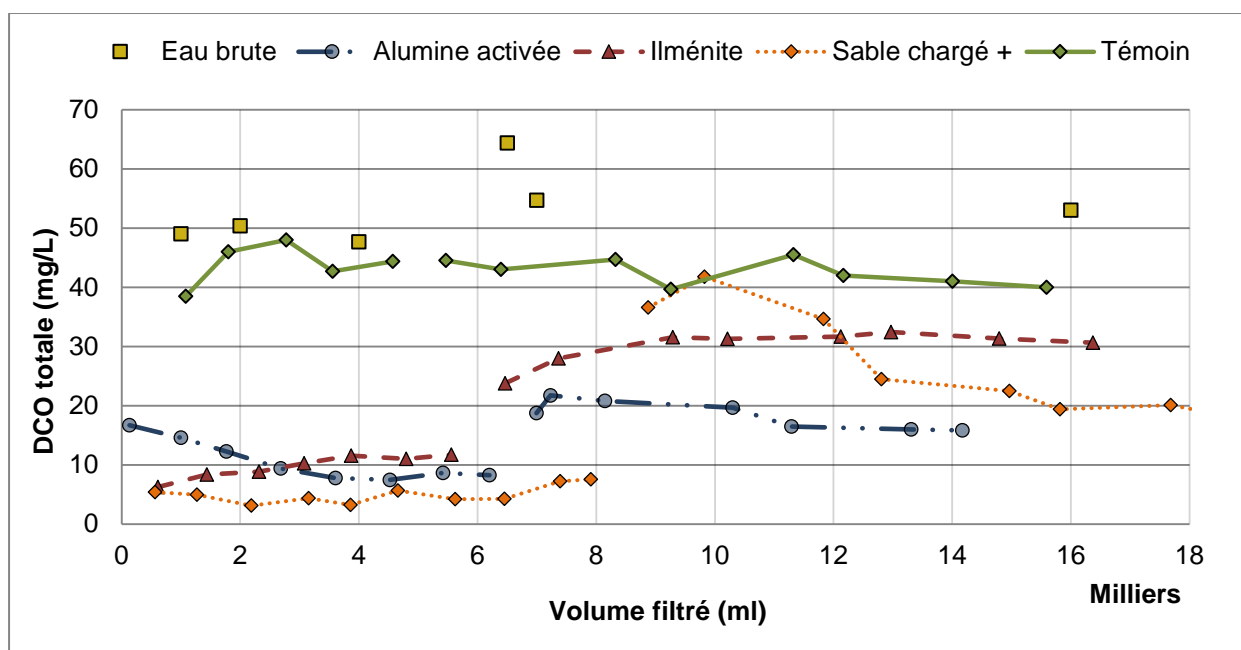


Figure 5-20 : Demande chimique en oxygène totale de l'eau brute et de l'effluent des quatre colonnes en fonction du volume filtré

Les trois matériaux présentent de bonnes efficacités de traitement dès le début et pendant toute la première phase de l'expérimentation (20 jours) avec des DCO_t de $5,0 \text{ mg/L}$ (sable; $89,8\%$ d'enlèvement), $9,7 \text{ mg/L}$ (ilménite; $80,2\%$) et $10,6 \text{ mg/L}$ (alumine; $78,3\%$). À la fin de cette première phase, un échantillon d'un litre (2 jours) a été prélevé pour une première analyse en

PCDD\F, ce qui marque une coupure dans l'analyse de la DCO totale. Au cours de cette première phase, le sable chargé se démarque légèrement en ce qui a trait à l'enlèvement de la DCO_{totale}.

Le passage à la Phase II semble avoir eu un effet important sur l'efficacité de traitement. La courbe de l'alumine activée fait un bon vers le haut, mais semble se stabiliser autour de 16 mg/L de DCO, soit 69,6% d'enlèvement. L'ilménite fait de même et se stabilise autour de 31 mg/L (47,5% d'enlèvement). Tel que discuté, l'ilménite présente, vers les 12 L de volume filtré, des signes de relargage diminuant drastiquement ses performances. Le sable chargé, dans la seconde phase, montre aussi une grande augmentation de la DCO_{totale}, jusqu'à égaliser le témoin vers les 10 L filtrés. La DCO_t à la sortie de la colonne de sable à l'arrêt de l'expérimentation s'est stabilisée autour de 20 mg/L, ce qui représente tout de même 63,0% d'efficacité.

Malheureusement, aucune donnée n'est disponible à la toute fin de la Phase I pour expliquer la hausse rapide de la DCO_t à l'effluent, car les échantillons récoltés devaient servir exclusivement à la mesure en PCDD/F. Tout porte à croire que les caractéristiques de l'effluent du suivi #3, notamment son pH élevé, ont amené les médias à relarguer de la DCO ou les colloïdes captés dans la première phase de l'expérimentation. Le système s'est ensuite stabilisé dans de nouvelles conditions.

DCO colloïdale

Pour ce qui est de la DCO_{colloïdale}, on note que le témoin et l'eau brute partagent des valeurs semblables tout au long de l'expérimentation, sans que le gabion ou les éléments de montage de la colonne témoin affectent les concentrations. Le gabion de sortie, à moins d'être colmaté, ne devrait pas retenir de particules inférieures à 2 mm. Toutefois, on note une diminution importante de la concentration de colloïdes à l'affluent entre la première et la deuxième phase.

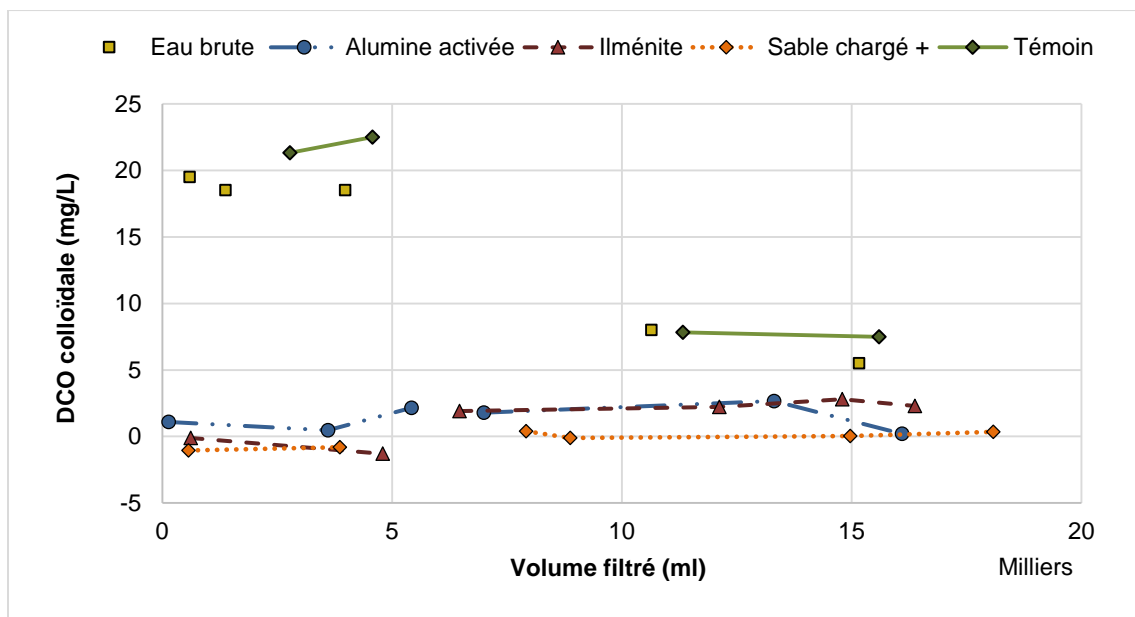


Figure 5-21 : Demande chimique en oxygène de la fraction colloïdale (DCO_{coll}) de l'eau brute et de la sortie des quatre colonnes de filtration.

Dans la première phase de l'expérimentation, tous les matériaux parviennent à retenir les colloïdes : les concentrations varient entre -0,3 mg/L et 1,1 mg/L. Ces valeurs se trouvent tout près de l'incertitude de la méthode, de sorte qu'aucun matériau n'arrive à se distinguer des autres.

À la Phase II de l'expérimentation, l'alumine activée et l'ilménite présentent de plus grandes concentrations entre 1,9 mg/L et 2,8 mg/L, alors que le sable conserve sa capacité à retenir les colloïdes à près de 100% pendant les deux phases. Malheureusement, l'eau du suivi #3 contient peu de colloïdes (6,3 mg/L) et l'efficacité globale des deux premiers matériaux n'est que de 78,5% et 75,8% respectivement.

À ce point de l'expérimentation, il est possible de dire que la colonne de sable présente une meilleure résilience au changement d'affluent et une meilleure performance de traitement de la DCO_{coll} . Étant donné que le filtre de sable n'a pas présenté de signe de percée, il n'est pas possible de déterminer la capacité maximale de rétention des colloïdes par ce matériau.

De grandes différences ont été observées entre la première et la deuxième phase dans les résultats de DCO_t , mais pas dans ceux de DCO_{coll} . Il semble donc que la DCO soluble, plus élevée dans l'échantillon du suivi #3, soit plus difficilement traitée par l'ensemble des matériaux.

Carbone total

À la Figure 5-22, on observe les résultats de CT, COT et CIT à l'entrée et à la sortie des quatre colonnes en fonction du volume filtré. Les résultats de l'alumine activée (A) montrent que ce matériau relâche du carbone inorganique et retient le carbone organique avec une efficacité moyenne de 69% dans la première phase de l'expérimentation (0 L – 8 L filtrés). Cette tendance à relarguer du CIT diminue jusqu'à atteindre une asymptote à environ 8 mg/L de carbone total, soit 80% d'efficacité. La limite d'adsorption du carbone par l'alumine activée n'a pas été atteinte dans le cadre de cette expérimentation.

Bien que l'alumine ait été rincée avant son utilisation, un plus long rinçage couplé à des mesures en CIT aurait permis d'utiliser l'alumine à son plein potentiel dès le début de l'expérimentation.

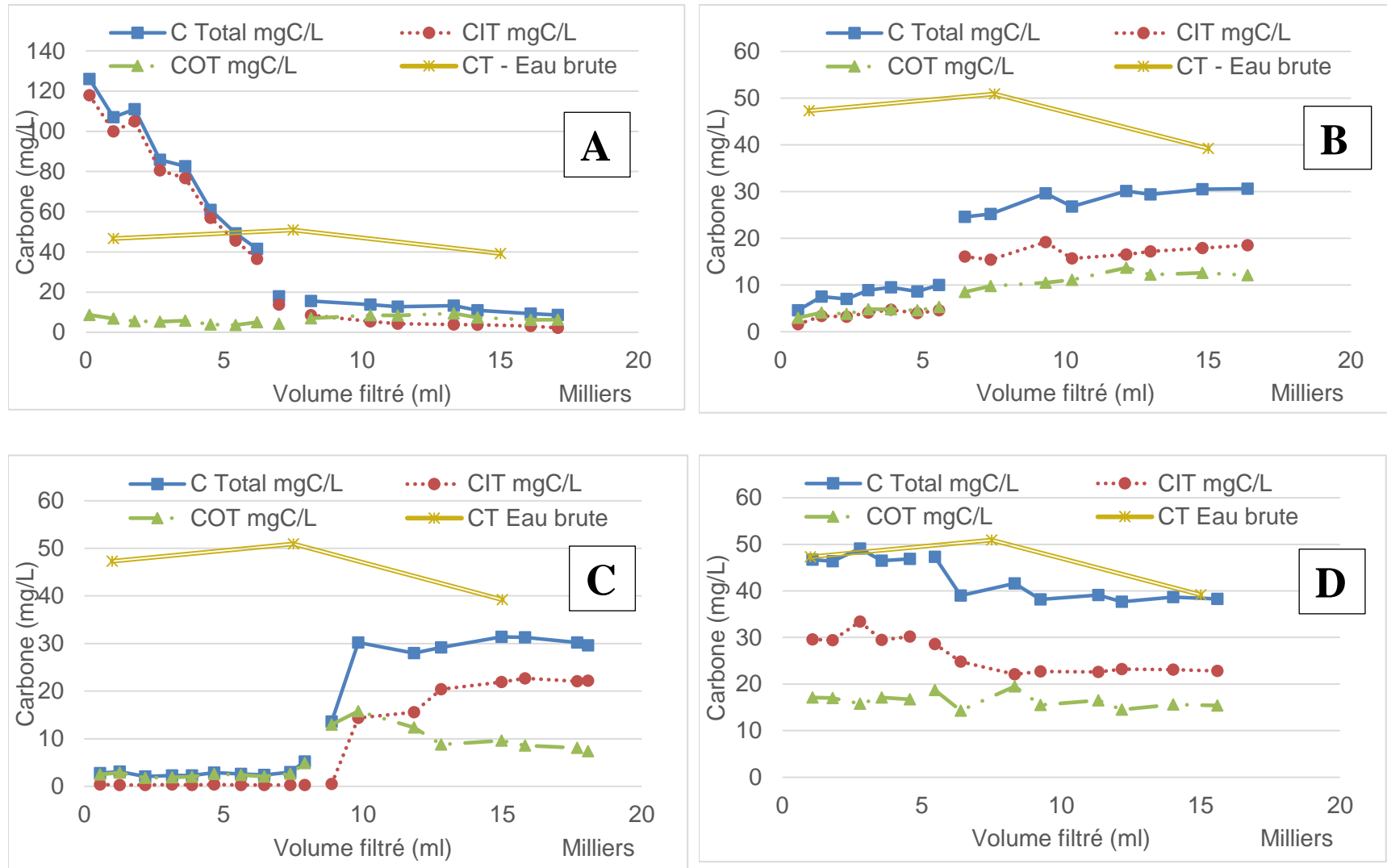


Figure 5-22 : Carbone total, organique (COT) et inorganique (CIT) à l'entrée et à la sortie des colonnes (A) d'alumine activée, (B) d'ilménite, (C) de sable chargé positivement et (D) témoin en fonction du volume filtré.

La Figure 5-22 B présente les résultats de carbone à l'effluent de la colonne d'ilménite. Dans ce cas, l'enlèvement de CT, COT et CIT diminuent tout au long de l'expérimentation avec 90%, 83% et 95% d'efficacité respectivement au début de l'expérimentation jusqu'à atteindre 22%, 41%, 2% d'enlèvement du CT, COT et CIT. À partir de 6,5 L de volume filtré, soit vers la fin de la Phase I, une cassure se fait dans la courbe d'enlèvement du carbone, probablement dû au changement d'affluent.

On remarque que dans la Phase II le filtre d'ilménite permet une stabilisation de la concentration de COT à sa sortie à environ 12,3 mg/L, soit 40% d'enlèvement, alors que la concentration de CIT continue d'augmenter jusqu'à atteindre la concentration initiale en CIT pour le suivi #3 (18,8 mg/L; donnée non représentée). Tel que précédemment discuté, le filtre l'ilménite a montré un relargage vers la fin de l'expérimentation. Ce relargage serait donc de nature inorganique.

Il est aussi possible que le passage dans le filtre d'ilménite permette la transformation du carbone organique en carbone inorganique via des microorganismes, d'ailleurs, ce phénomène a été observé dans la colonne témoin.

Le troisième graphique (C) présente les mêmes résultats en carbone pour le sable chargé. La tendance est similaire à celle de l'ilménite avec un grand enlèvement du carbone en début d'expérimentation (CT : 94%, COT : 86% et CIT : 99%), suivie d'une diminution des performances. Le carbone inorganique total est plus grandement affecté par la variation des paramètres dans l'eau brute à la Phase II que le carbone organique. La concentration de CIT présente une augmentation jusqu'à dépasser, tel que le filtre d'ilménite, la concentration initiale en CIT, soit 18,8 mg/L. La concentration de COT, quant à elle, diminue à la Phase II avec une concentration finale de 7,4 mg/L (41% d'enlèvement).

Les résultats de carbone à la sortie de la colonne témoin (D) montrent que le montage a peu d'effet sur les concentrations en carbone. L'enlèvement de carbone total lors des deux phases de l'expérimentation est respectivement de 0,2% et 1,5%. Toutefois, on note que dans les deux phases de l'expérimentation une part de COT est transformée en CIT. Dans la première phase, une moyenne de 3,6% du COT est perdue alors que 1,3% de CIT est créé dans la colonne et dans la seconde phase, une moyenne de 21,4% du COT est perdue alors que 19,8% de CIT est créé. La nature du carbone est intimement liée au pH de l'eau, toutefois le pH du témoin n'a pas montré de variation drastique au courant de l'expérimentation, ce qui laisse croire que le long temps de

rétenion hydraulique de la colonne témoin (2,3 jours estimés) pourrait permettre une plus grande transformation du carbone dans la colonne témoin que dans les autres colonnes.

Afin de comparer les colonnes, la Figure 5-23 présente le carbone total en fonction du volume filtré.

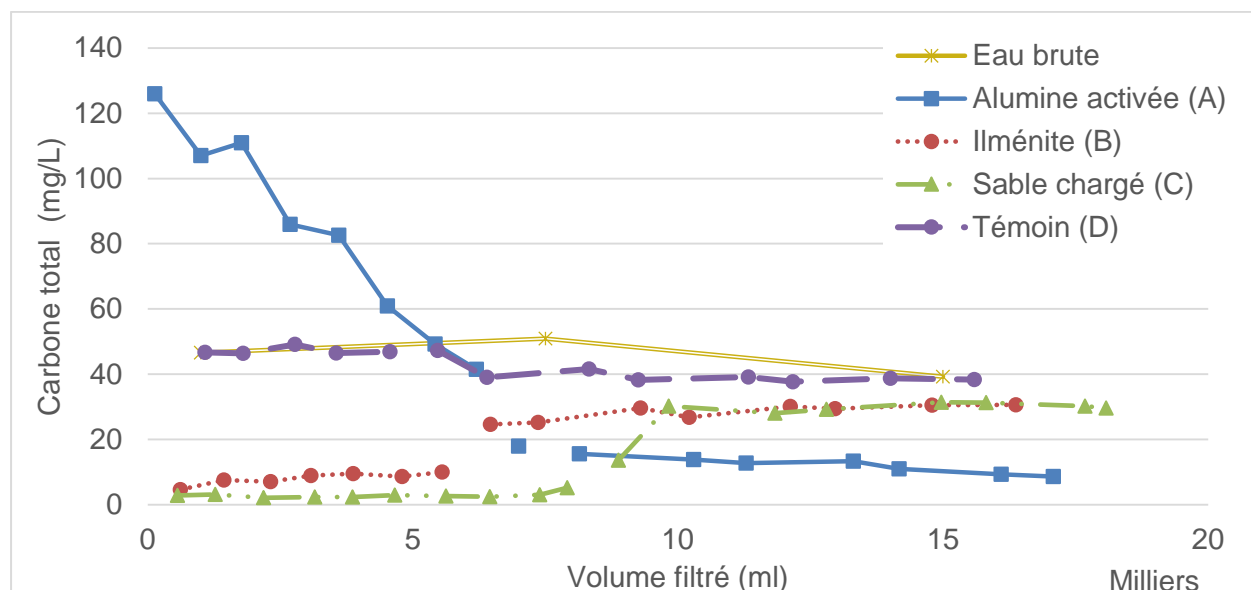


Figure 5-23 : Carbone total de l'eau brute et de l'effluent des colonnes d'alumine activée, d'ilménite, de sable chargé et du témoin en fonction du volume filtré.

À toutes fins pratiques, à partir du moment où l'alumine activée subit un premier rinçage, elle performe mieux que les autres matériaux, notamment pour sa capacité à adsorber le carbone organique que l'on soupçonne dissous, puisqu'elle possède une très grande surface spécifique. La Figure 5-23 montre aussi que le changement de phase (échantillon à pH 9 et moins chargé en contaminants) ne nuit pas au traitement. Par contre, le sable et l'ilménite ont été plutôt affectés par le changement de phase (d'eau brute) et ne semblent pas regagner en efficacité avec le temps.

Aluminium dissout

Étant donné la nature des matériaux, l'analyse de l'aluminium dissout à l'effluent des colonnes a été effectuée. Il s'est avéré que l'alumine activée relargue une petite quantité décroissante d'aluminium (0,18 – 1,17 mg/L) au début de l'expérimentation. L'ilménite a montré des traces d'aluminium, alors que le sable a montré de grandes quantités décroissantes d'aluminium (max :

41 mg/L; Figure 5-26) à l'effluent. Toutes les analyses du témoin ont montré des concentrations nulles d'aluminium.

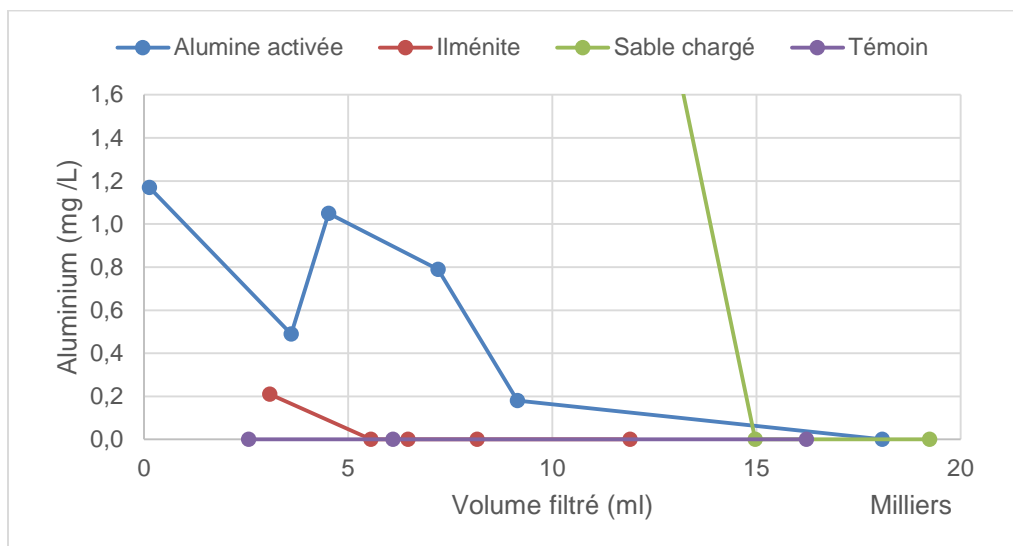


Figure 5-24 : Concentration d'aluminium (mg/L) à la sortie des quatre colonnes en fonction du volume filtré.

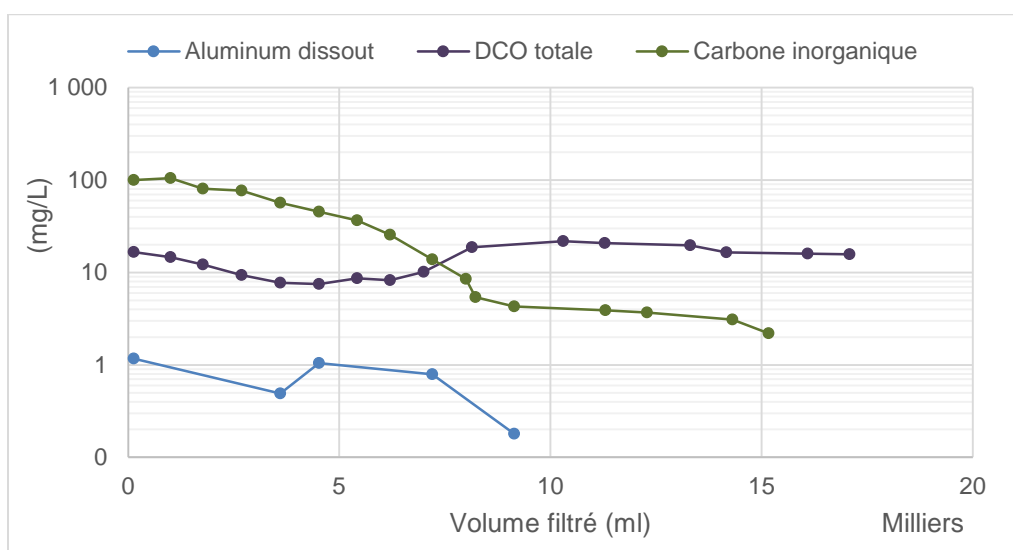


Figure 5-25 : Relargage d'aluminium, de carbone inorganique et de DCO totale à la sortie de la colonne d'alumine activée en début d'expérimentation.

L'alumine activée a montré un relargage important de carbone inorganique (CIT) en début d'expérimentation, ainsi que d'aluminium et de DCO totale dans une moindre mesure, tel que présenté à la Figure 5-25. Il semblerait donc qu'un composé oxydable de nature inorganique s'échappe du média. Pour remédier à cette situation et optimiser les résultats en début

d'expérimentation, un plus long rinçage du média serait nécessaire, jusqu'à obtenir moins de 10 mg/L de carbone inorganique total et moins de 0,5 mg/L d'aluminium dissout dans l'eau de rinçage.

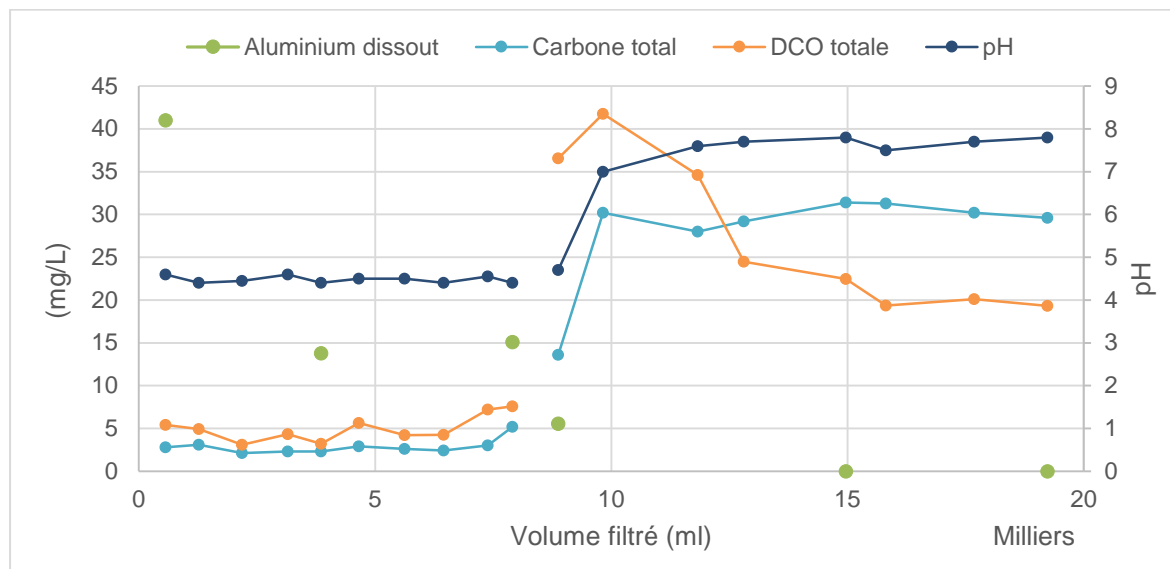


Figure 5-26 : Concentration d'aluminium, de carbone total, de DCO totale et pH à l'effluent de la colonne de sable en fonction du volume filtré

La Figure 5-26 présente plusieurs paramètres de performance aux côtés de la concentration d'aluminium dissout à l'effluent de la colonne de sable chargé. La grande concentration d'aluminium relargué par le média semble avoir une influence sur les résultats de pH, entre autres. Sachant que le pH est un paramètre clé pour les phénomènes d'adsorption, le média filtrant chargé aurait alors perdu ses capacités d'adsorption, au point de relarguer une partie de la DCO retenue jusqu'à présent, avant de se restabiliser à environ 50% d'enlèvement (20 mg/L). Le changement brusque de pH représente donc un risque non négligeable pour l'utilisation du sable chargé. Il faut toutefois prendre en compte que le changement de phase (entre 7,8 et 8,8 L filtrés) survient environ au même moment et pourrait aussi avoir une influence sur le changement de pH.

L'enrobage d'oxyde d'aluminium semble donc s'être dissout, du moins en partie, au passage de l'eau. Il faudra près de 15 L de volume filtré afin de ne plus mesurer d'aluminium dans l'effluent de la colonne de sable. Le nombre d'analyses effectuées ne permet pas de déterminer si tout l'aluminium ajouté a été solubilisé dans ce processus ou non.

La norme de rejet applicable est de 3 mg/L d'aluminium total dans l'eau (CMM, 2008). Le sable tel que préparé ne pourrait donc pas être utilisé dans un marais filtrant. Il est possible que le rinçage final n'ait pas été suffisant et que le sable ait conservé une couche d'aluminium lié à sa surface après 15 L d'eau filtrée. Il est aussi possible que les conditions de traitement à l'aluminium n'aient pas été suffisantes pour que l'enrobage se stabilise et que tout l'aluminium se soit solubilisé.

À l'instar de l'alumine activée, un rinçage supplémentaire améliorerait les performances initiales du sable chargé dans le cadre d'une expérimentation en colonne. À plus long terme, ce sont les conditions de formation de l'enrobage de sable qui détermineront la durabilité de celui-ci. Les traitements visant à prolonger la stabilité et la durée de vie de l'enrobage incluent : le chauffage à 150 °C (Chang et al., 2008), la calcination, l'ultrasonication à l'étape du rinçage (Truesdail, S. E. et al., 1998) et la maturation (*aging*); soit le trempage pendant 17 jours du sable en suspension dans l'eau à 70 °C (Arias et al., 2006). Une étude dont le protocole est similaire à cet essai en colonne montre que le sable enrobé d'oxyde d'aluminium peut traiter pendant 4 mois une eau usée en l'absence de formation de biofilm. (Chen et al., 1998)

Dioxines et furanes

Les PCDD/F ont été mesurés à deux reprises au courant de l'expérimentation, soit un échantillon ponctuel après 18-20 jours d'expérimentation et un échantillon composite étalé sur plus de 12 jours d'expérimentation. Un échantillon de l'eau brute a aussi été analysé en PCDD/F même si cette mesure avait été effectuée lors du suivi environnemental. Il s'est avéré que plus de PCDD/F ont été mesurés dans l'échantillon provenant du laboratoire Polytechnique (0,67 pg TEQ/L) que celui provenant du terrain lors de la phase I (suivi #1 : 0,00916 pg TEQ/L), mais autant lors de la phase II (0,0025 pg TEQ/L plutôt que 0,0021 pg TEQ/L au suivi #3).

Le premier échantillonnage (échantillon ponctuel) a montré une efficacité certaine des trois matériaux à retenir les PCDD/F à l'étude, soit les OCDD et les HeptaCDD, puisqu'aucune concentration d'OCDD n'a été mesurée tel que présenté à la Figure 5-27. L'échantillon témoin a aussi permis de déterminer que de l'adsorption ou encore une filtration a lieu dans la colonne ou dans une composante du montage, de sorte qu'un enlèvement partiel est aussi observé à la sortie de la colonne témoin.

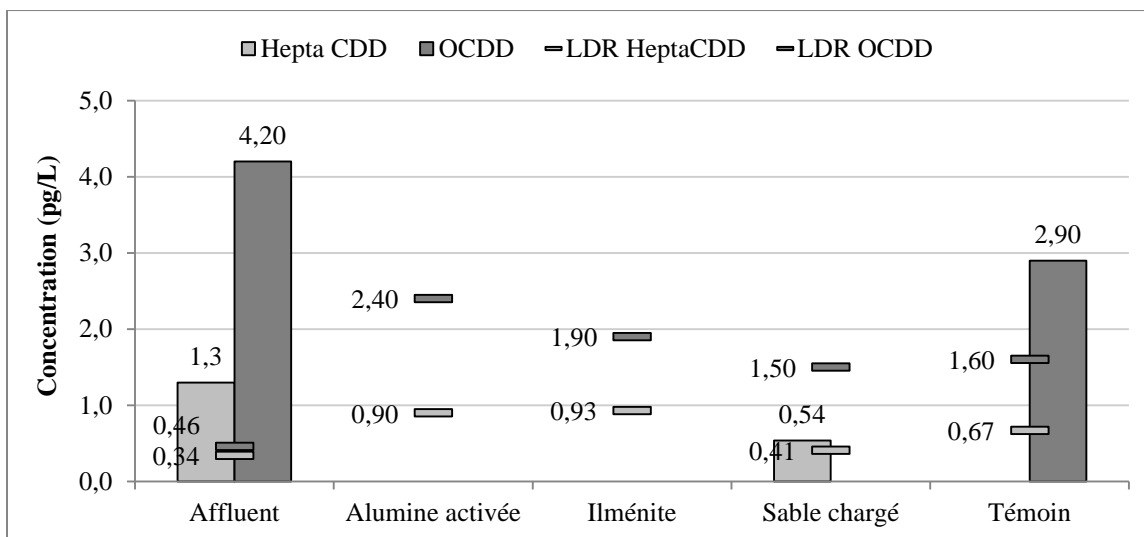


Figure 5-27 : Concentrations et limites de détection en OCDD et en Hepta CDD à l’affluent et à l’effluent des quatre colonnes à la fin de la première phase (échantillon ponctuel).

On observe aussi que la limite de détection (LDR) varie d’un échantillon et d’un composé à l’autre, ce qui est courant pour les analyses de PCDD/F. Dans ce cas précis, la limite de détection a une grande influence sur l’interprétation des résultats, car des Hepta CDD ont été mesurés dans les deux échantillons dont la LDR était les plus faibles : l’affluent et l’effluent de la colonne de sable chargé. Il n’est donc pas possible de déterminer si l’alumine activée et l’ilménite performant différemment du sable chargé positivement, car leurs limites de détection (0,90 et 0,93 pg/L) sont de deux fois supérieures à celle du sable chargé (0,41 pg/L) en ce qui a trait aux HeptaCDD. Pour ce qui est des OCDD, les valeurs à l’affluent et du témoin sont plus élevées que les limites de détection des trois matériaux, ce qui laisse croire que ceux-ci ont un réel effet d’enlèvement des OCDD.

Le second suivi (échantillon composite) a présenté des résultats plutôt différents du premier suivi. Chaque échantillon a montré une présence d’OctaCDD, mais aucun d’Hepta CDD. L’affluent étant différent du premier suivi, il est possible qu’aucun ou une quantité inférieure à la LDR d’HeptaCDD soit présente initialement à l’affluent. On observe que l’ilménite relargue 20,00 pg/L d’OCDD, ce qui démontre sa capacité à accumuler le contaminant et à le relarguer. Les autres paramètres précédemment analysés ont déjà montré que la colonne d’ilménite relargue des fines auxquels des contaminants sont associés.

Les filtres d’alumine activée et de sable chargé ne semblent plus être en mesure de retenir les OCDD à ce stade de filtration. Bien que le sable présente la plus faible concentration

(2,10 pg OCDD//L), l’affluent, l’effluent des colonnes d’alumine et de sable sont semblables. La colonne témoin présente aussi un relargage, puisque la concentration en OCDD à sa sortie est supérieure à l’affluent.

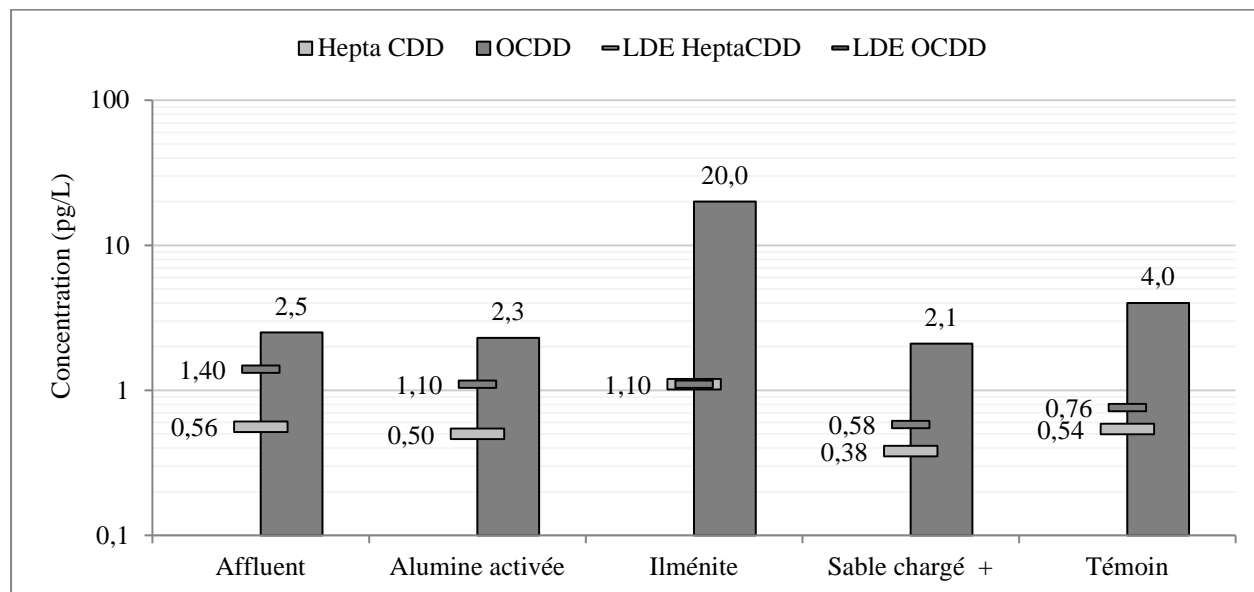


Figure 5-28 : Concentrations et limites de détection en Octa CDD et en Hepta CDD à l’affluent et à l’effluent des quatre colonnes lors de la deuxième phase (échantillon composite).

5.2.2.5 Extraction des PCDD/F au matériel

Suite à l’essai en colonne, l’extraction des PCDD/F adsorbés à la colonne a été effectuée. Une solution d’hexane a été recirculée dans la colonne dans le but de solubiliser les contaminants pour mesurer la part d’adsorption due au montage. De la même façon, de l’hexane a été recirculé dans une bouteille à l’aide de la même pompe ayant servi au montage de l’essai en colonne, afin de déterminer si le milieu (le laboratoire) ou le matériel (colonne, valve, etc.) pouvait induire une concentration de PCDD/F à l’échantillon. À noter que la pompe a été utilisée pour effectuer la circulation de l’hexane dans la bouteille et la colonne simultanément. L’hexane est un solvant puissant utilisé pour la purification des consommables utilisés dans les laboratoires d’analyse ainsi que pour l’extraction des PCDD/F dans les échantillons d’eau et de sols (CEAEQ, 2011).

Le témoin a montré la présence d’OCDD et de 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-Hepta-CDD, alors que trois congénères ont été retrouvés dans l’hexane ayant servi à nettoyer la colonne : les OCDD, les 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-Hepta CDD et des 1, 2, 3, 6, 7, 8-Hexa CDD. La Figure 5-29 présente la masse totale

de chaque congénère dans l'échantillon d'hexane témoin et l'échantillon d'hexane de lavage de la colonne. Ces deux masses permettent de mettre en perspective l'influence du matériel (la colonne) et de l'environnement (le laboratoire) sur l'expérimentation.

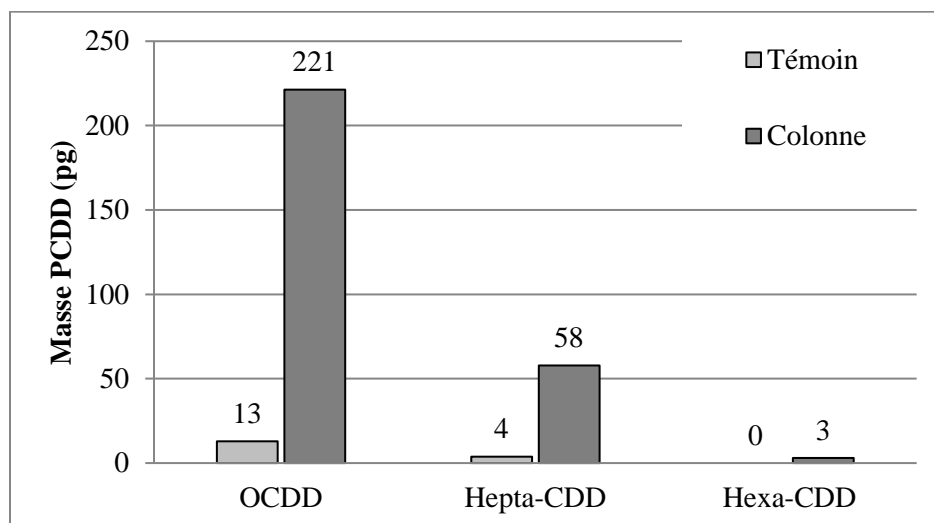


Figure 5-29 : Masse de PCDD retrouvée dans les échantillons d'hexane servant à quantifier le biais dû au laboratoire (témoin) et au matériel de l'essai (colonne)

Le témoin présente 13 pg d'OCDD et 4 pg d'HexaCDD, ce qui montre que des traces de dioxines peuvent se retrouver dans un échantillon n'ayant pas été directement exposé à du matériel contaminé. Bien que l'expérimentation se soit déroulée sous une hotte, des poussières ou des vapeurs ont pu pénétrer dans la bouteille pendant la recirculation.

Un total de 221 pg d'OCDD ont été mesurés dans l'hexane ayant servi à extraire les PCDD/F du matériel (colonne, tubes, valves) ayant servi à l'expérimentation en colonne, ce qui vient confirmer qu'une quantité non négligeable de PCDD/F est adsorbée par le montage.

De plus ce résultat est élevé, puisqu'il représente l'équivalent de 7,7 pg OCDD/L de volume filtré pendant l'essai en colonne, ce qui est supérieur à la concentration initiale de contamination en OCDD (Phase I : 4,2 pg/L; Phase II : 2,5 pg/L). Il est donc possible que le matériel possédait des traces de dioxines préalablement à l'expérimentation que seul l'hexane aura réussi à extraire. Ou encore, le fait de mesurer directement dans l'hexane, plutôt que dans l'eau aura permis de détecter davantage de PCDD/F. Si cela s'avère, il en découle que les mesures préalables de PCDD/F dans l'eau seraient toutes sous-estimées.

La réalisation d'expérimentations à des concentrations situées près des limites de la méthode de détection est un élément important de ce projet qui devrait être considéré lors de projets de

recherche futurs. Si d'autres expérimentations en laboratoire devaient avoir lieu, un laboratoire dédié en PCDD/F, tel que ceux dans l'industrie, pourrait être le lieu de ces expérimentations afin de diminuer le risque de contamination croisé du matériel et de l'environnement. De plus, des échantillons plus volumineux pourraient être prélevés afin d'abaisser la limite de détection, et ce, pour les campagnes d'échantillonnage, comme pour les essais en laboratoire.

5.2.2.6 Synthèse de l'essai en colonne

Lors de la première phase de l'expérimentation, les conditions de pH favorables ont permis l'enlèvement des OCDD sous les limites de détection à l'effluent des trois colonnes de filtration. Le montage de l'expérimentation est partiellement responsable de cet enlèvement, puisque 31% des OCDD ont été retirés par la colonne témoin. L'adsorption au montage a donc aussi lieu dans les autres colonnes, mais possiblement dans une moindre mesure, puisque la surface de contact entre l'effluent et la paroi intérieure de la colonne est plus petite. Un relargage d'OCDD a aussi été observé dans la colonne témoin pendant la 2^e phase, ce qui a pu se produire dans les autres colonnes également, indépendamment du média filtrant. L'extraction des PCDD/F sur le matériel après l'expérimentation confirme cette hypothèse.

Les trois matériaux ont montré une capacité à traiter la DCO colloïdale, mais avec une plus faible performance pour l'alumine activée, ce qui laisse croire que la filtration est un mécanisme plus performant pour l'enlèvement des colloïdes que l'adsorption. D'ailleurs, même en condition défavorable d'adsorption (Phase II), le sable, dont la granulométrie est la plus fine, a conservé ses capacités de traitement avec 100% d'enlèvement, contrairement aux deux autres matériaux (79% et 76%; Tableau 5-10), ce qui vient confirmer cette hypothèse. De plus, une colonne ne contenant que du sable non traité aurait permis de différencier la part du traitement appartenant à l'adsorption sur l'enrobage à celle appartenant à la filtration sur les grains de sable.

La Phase I a aussi permis de constater un relargage d'aluminium à l'effluent des trois colonnes, ainsi qu'un relargage de CIT de la colonne d'alumine activée. Un rinçage supplémentaire couplé à des mesures d'aluminium et de carbone sur l'eau de rinçage est donc recommandé avant l'utilisation de ces trois matériaux.

Tableau 5-10 : Moyenne de l'enlèvement des composés mesurés pendant la Phase I (20 jours du 13 octobre au 2 novembre 2015)

Paramètres		Matériau / Enlèvement (%)			
		Témoin	Alumine	Ilménite	Sable
DCO	totale	10%	78%	80%	90%
	soluble	6%	65%	75%	67%
	colloïdale	-16%	93%	104%	102%
	particulaire	100%	96%	120%	100%
Carbone	total	0%	-63%	78%	94%
	inorganique	-1%	-139%	83%	99%
	organique	4%	69%	71%	85%
Turbidité		42%	76%	74%	47%
PCDD/F	TEQ	99,6%	100%	100%	99%
	Hepta CDD	> 78%	> 31%	> 28%	58%
	Octa CDD	31%	> 43%	> 55%	> 64%

Dans la seconde phase de l'expérimentation, l'affluent des colonnes a été modifié pour un affluent moins contaminé et au pH plus élevé. Environ au même moment, l'alumine activée a cessé de relarguer de l'aluminium, laissant ainsi le pH de l'eau remonter créant des conditions défavorables à l'adsorption. Finalement, l'ilménite s'est mise à relarguer des particules fines et, par le fait même, des OCDD, des contaminants (DCO, CT) et de la turbidité.

Le sable s'est avéré être l'alternative la plus résiliente aux changements. C'est le seul média capable de retenir les colloïdes (la DCO colloïdale) dans la Phase II et celui relâchant le moins d'OCDD (2,10 pg/L), bien que les concentrations de l'alumine activée soient semblables (2,3 pg TEQ/L). Il s'agit également du matériau présentant les plus faibles résultats de turbidité dans la deuxième phase. Toutefois, l'alumine activée performe mieux que les autres matériaux dans la rétention du carbone organique et inorganique et de la DCO, donc de la phase soluble de l'échantillon.

Tableau 5-11 : Moyenne de l'enlèvement des composés mesurés pendant la Phase II (25 jours 7 novembre au 2 décembre 2015)

Paramètres		Matériau / Enlèvement (%)			
		Témoin	Alumine	Ilménite	Sable
DCO	totale	26%	70%	48%	52%
	soluble	22%	75%	38%	50%
	colloïdale	25%	79%	76%	100%
	particulaire	-	-	-	-
Carbone	total	-2%	67%	28%	29%
	inorganique	-26%	80%	9%	7%
	organique	20%	61%	45%	49%
Turbidité		20%	25%	-798%	53%
PCDD/F	TEQ	-60%	8%	-700%	16%
	Hepta CDD	-	-	-	-
	Octa CDD	-60%	8%	-700%	16%

Les résultats de fractionnement par filtration membranaire décrit à la section 5.2.1 ont montré que des quantités égales d'OCDD se retrouvent dans la fraction soluble (le perméat) et dans la fraction colloïdale (le concentrat) de l'effluent du marais, bien qu'une partie des colloïdes aient pu traverser la membrane. Les résultats de l'essai en colonne montrent que l'alumine activée est plus performante dans l'enlèvement des composés solubles, alors que le sable chargé est plus performant dans l'enlèvement de la fraction colloïdale. On trouve aussi que leurs performances dans l'enlèvement des OCDD sont semblables pour les deux matériaux dans les deux phases de l'expérimentation et que les concentrations finales respectent le critère de 0,0031 pg TEQ/L.

De façon plus concrète, l'alumine activée nécessite moins de préparation que le sable et relâche un composé (CIT) qui n'est pas normé, contrairement à l'aluminium relargué par le sable traité (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2008). Aussi, l'utilisation de ces médias dans un marais filtrant pourrait poser certains problèmes, notamment dû colmatage pour le microsable. Des essais supplémentaires et la possibilité de concevoir une section en écoulement verticale pourraient permettre l'utilisation du sable dans un marais filtrant. La durabilité et la régénération de ce sable sont aussi des éléments à déterminer avant son utilisation. D'ailleurs, le rôle de l'enrobage d'aluminium sur le sable n'a pas été défini dans le cadre de cette expérimentation. Il est donc possible que le microsable seul soit efficace à retenir les particules colloïdales. Pour le savoir, une

colonne supplémentaire de sable seul aurait pu être ajoutée au montage. Les améliorations possibles pour cette expérimentation incluent aussi des essais de traçage des colonnes, des essais de colmatage sur le microsable et un traitement supplémentaire sur le sable pour garantir sa durabilité et diminuer le relargage d'aluminium.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce document réalisé dans le cadre d'un projet de maîtrise s'est penché sur divers aspects d'un site d'entreposage de poteaux traités dans le but de trouver une solution à la dispersion de la contamination, spécialement celle des PCDD/F.

Premièrement, une synthèse des données existantes et une caractérisation approfondie des phases présentes (particulaire, colloïdale et soluble) dans l'eau du marais ont été effectuées. Ces travaux ont permis de chiffrer la contribution de chaque zone du marais pour le traitement de chaque contaminant, de comprendre les mécanismes d'enlèvement des PCDD/F et d'autres contaminants et d'identifier dans quelle phase se retrouvent les PCDD/F et dans quelle proportion.

Le principal mécanisme d'enlèvement des PCDD/F s'est avéré être l'adsorption par les médias filtrants et non la déchloration réductive, tel qu'attendu. La concentration de colloïdes augmente dans la dernière zone du marais filtrant (constituée de tourbe blonde), mais l'OCDD a été retrouvé à parts égales entre la phase colloïdale et la phase soluble, ce qui suggère que cette molécule s'associe à la fois à des acides humiques solubles et à des colloïdes organiques.

Ces travaux ont aussi permis d'identifier les limites du système de marais filtrant tel que mis en place, notamment, la contamination provenant de la pluie et le fait que les limites de détection minimum sont supérieures à l'objectif de traitement, entre autres. Pour ces raisons, l'option du marais à rejet zéro devient une perspective intéressante pour atteindre le critère de rejet, ou plutôt pour s'en soustraire. De plus, il a été soulevé que les analyses en PCDD/F sont aussi une source de rejet en PCDD/F à l'environnement, puisque les étalons de concentrations élevées doivent être disposés après leur utilisation, bien que gérés comme des déchets dangereux.

L'étude du marais filtrant pilote a permis de procéder au calcul d'un bilan hydrologique sommaire et de conclure qu'il est capable d'évapotranspirer légèrement plus d'eau (30 L/d) que ce qu'il reçoit par les précipitations entre avril et novembre seulement.

Le bassin de saules se trouvant en aval hydraulique du marais Polytechnique possède certainement une plus grande capacité d'évapotranspiration qu'il n'est pas possible de quantifier précisément avec l'instrumentation en place. Des études supplémentaires sur la capacité d'évapotranspiration et les facteurs qui l'influencent telles que la fertilisation, le fauchage, l'entretien, la séquence d'irrigation, le mode « free surface flow », pourraient être effectuées. D'autres moyens peuvent

aussi être utilisés pour réduire la quantité initiale d'eau à traiter comme la construction d'un bassin de rétention sous-terrain, la recirculation de l'eau dans le BEP, l'alimentation en fonction des précipitations et la séparation des poteaux traités à l'ACC et au PCP. Une version améliorée de cette conception de marais filtrant devrait toutefois inclure une autre espèce de macrophyte, puisque *Phragmites australis australis* est désormais considéré comme une espèce envahissante en Amérique du Nord. Une des espèces testées dans les marais IRBV, tel *Phragmites australis americanus*, dont la capacité à survivre dans un marais alimenté par le lixiviat a été prouvée, serait une bonne alternative (Demers, 2015).

Deuxièmement, l'effluent du marais filtrant en place a été utilisé pour tester trois matériaux en laboratoire, desquels l'alumine activée montre les performances les plus prometteuses pour la réduction des PCDD/F et des composés solubles. L'alumine activée pourrait être utilisée dans un marais filtrant similaire au marais Polytechnique, plus particulièrement pour l'enlèvement de contaminants organiques persistants associés à la matière organique soluble. Ces contaminants peuvent inclure les biphényles (*dioxin-like PCBs*), l'acide perfluorooctane sulfonique (PFOS), les naphthalènes polychlorés ou d'autres contaminants listés dans la convention de Stockholm (Secretariat of the Stockholm Convention Clearing House, 2008). À noter que l'alumine activée, comme tous les matériaux utilisés, nécessite un rinçage préliminaire afin d'en lessiver le CIT et l'aluminium dissous qui pourrait s'en échapper.

De plus, les 14 campagnes d'échantillonnages ont permis de calculer que le critère du MDDELCC (0,0031 pg TEQ/L) se situe sous la limite de détection minimale moyenne par congénère (0,52 pg TEQ/L). L'atteinte du critère passe donc nécessairement par la non-détection de certains congénères, voire tous les congénères sauf de l'OCDD. Des limites de détection ponctuellement plus élevées peuvent induire une valeur de toxicité faussement plus faible qu'elle ne l'est vraiment.

La réglementation américaine (U.S.E.P.A.), qui utilise aussi ce critère, inclut toutefois un facteur de bioaccumulation pour chaque congénère avant d'en faire la sommation, ce qui pourrait être pertinent dans cette étude, puisque le critère utilisé par le MDDELCC est voué à la protection de la faune aviaire. Si ce facteur était utilisé pour les 14 campagnes d'échantillonnage réalisées, une

moyenne de 0,0220 pg TEQ/L serait obtenue plutôt que 0,0560 pg TEQ /L au point 7K et la limite de détection minimale par congénère serait de 0,45 pg TEQ/L plutôt que de 0,52 pg TEQ/L.

Finalement, ce projet a permis de mettre en perspective la problématique des PCDD/F produits par l'entreposage de bois traité. Il existe de multiples sources de PCDD/F dans un environnement industriel telles que l'incinération de déchets, l'industrie métallurgique ou les émanations des moteurs à combustion. Étant donné la présence de PCDD/F dans l'eau de pluie sur le site, il est possible que ce simple facteur ne permette jamais à un procédé de marais filtrant interagissant avec son milieu d'atteindre l'objectif de 0,0031 pg TEQ/L, puisqu'il reçoit des précipitations sans que celles-ci ne soient filtrées par toutes les zones du marais.

Il est donc recommandé d'étudier la concentration en contaminants dans les précipitations du site de Laval, afin de vérifier leur apport en contamination (PCDD/F et autres contaminants) dans les marais filtrants. Il serait utile d'identifier la source réelle des PCDD/F dans les précipitations, ainsi que de déterminer si des mesures de mitigations peuvent être prises pour limiter le transport de la contamination sur le site et dans l'environnement.

RÉFÉRENCES

- Académie nationale des sciences. (2007). L'eau potable salubre est essentielle. Retrieved from <https://www.koshland-science-museum.org/water/html/fr/Treatment/Adsorption-and-Ion-Exchange-Systems-technologies.html#tech3>
- Alexander, Bard, Barouki, Bois, et al. (2000). *Dioxine dans l'environnement - Quels risques pour la santé?* Paris: JOUVE.
- Ali M. and Sreekrishnan T. R. (2001). Aquatic toxicity from pulp and paper mill effluents: a review. *Advances in Environmental Research* 5(2), 175-196.
- Alonso, Missana, Patelli, Ceccato, et al. (2009). Quantification of Au nanoparticles retention on a heterogeneous rock surface. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 347(1-3), 230-238. doi:10.1016/j.colsurfa.2009.04.046
- Anctil, Rouselle, & Lauzon. (2005). *Hydrologie - Cheminement de l'eau*. Montréal: Presses internationales Polytechnique.
- Anda, Soos, Teixeira da Silva, & Kozma-Bognar. (2015). Regional evapotranspiration from a wetland in Central Europe, in a 16-year period without human intervention. *Agricultural and Forest Meteorology*, 205 60-72. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.010>
- APHA, AWWA, & WEF. (2012). *Standard Methods for the Examination of Wastewater*. Washington, D.C.: American Public Health Association.
- Arias, Da Silva-Carballal, García-Río, Mejuto, & Núñez. (2006). Retention of phosphorus by iron and aluminum-oxides-coated quartz particles. *Journal of Colloid and Interface Science*, 295(1), 65-70. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2005.08.001>
- Arroyo P., Ansola G. and Miera L. (2013). Effects of substrate, vegetation and flow on arsenic and zinc removal efficiency and microbial diversity in constructed wetlands. *Ecological Engineering* 51, 95-103.
- Beaulieu. (2016). *Guide d'intervention - Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* (Publication No. ISBN 978-2-550-76171-6). Québec. Retrieved from <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>
- Bédard, Lafrance, Lavoie, Brisson, Debois, & Belzile. (2008). *L'envahissement du réseau autoroutier du québec par le roseau commun (Phragmites Australis)* Paper presented at the Congrès annuel de l'Association des transports du Canada Toronto (Ontario).doi:DOI
- Benjah-bmm27. (2006). Dibenzo-p-dioxin-numbering-2D-skeletal. In Dibenzo-p-dioxin-numbering-2D-skeletal.png (Ed.), *Wikimedia commons*.
- Benjah-bmm27. (2007). Dibenzofuran-numbering-2D-skeletal. In Dibenzofuran-numbering-2D-skeletal.png (Ed.), *Wikimedia Commons*.
- Bononi, Balatti, Gaeta, & Tognon. (2008). Gram-negative bacterial lipopolysaccharide retention by a positively charged new-generation filter. *Applied and Environmental Microbiology*, 74(20), 6470-6472. doi:10.1128/AEM.00552-08

- Borin, Milani, Salvato, & Toscano. (2011). Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy. *Ecological Engineering*, 37(5), 721-728. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.05.003
- Bragato C., Schiavon M., Polese R., Ertani A., Pittarello M. and Malagoli M. (2009). Seasonal variations of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex steudel in a constructed wetland of North Italy. *Desalination* 246(1), 35-44.
- Buesseler. (1996). An intercomparison of cross-flow filtration techniques used for sampling marine colloids: Overview and organic carbon results. *Marine Chemistry*, 55(1), 31. Retrieved from http://ac.els-cdn.com/S0304420396000461/1-s2.0-S0304420396000461-main.pdf?_tid=23540860-b84a-11e4-92f1-00000aab0f01&acdnat=1424359108_da9a8b74b86e92b8b8046a1ffb4e8a22
- Burba, Shkinev, & Spivakov. (1995). On-line fractionation and characterization of aquatic humic substances by means of sequential-stage ultrafiltration. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 351(1), 74-82. doi:10.1007/BF00324294
- CEAEQ. (2011). *Détermination des dibenzo-para-dioxines polychlorés et dibenzofuranes polychlorés : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse* (Publication No. MA. 400 – D.F. 1.1). Retrieved from <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA400DF11.pdf>
- Chang, Song, & Yang. (2008). Removal of As(III) in a column reactor packed with iron-coated sand and manganese-coated sand. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 565-572. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.005
- Chen. (2011). Synthesis, characterization and dye adsorption of ilmenite nanoparticles. *Journal of Non-Crystalline Solids*, 357(1), 136-139. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jnoncrysol.2010.09.070
- Chen, Truesdail, Lu, Zhan, et al. (1998). Long-term evaluation of aluminum hydroxide-coated sand for removal of bacteria from wastewater. *Water Research*, 32(7), 2171-2179. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00427-2
- Chiou, Malcolm, Brinton, & Kile. (1986). Water solubility enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids. *Environmental Science & Technology*, 20(5), 502-508. doi:10.1021/es00147a010
- Choudhary A. K., Kumar S., Sharma C. and Kumar V. (2015). Green Technology for the Removal of Chloro-Organics from Pulp and Paper Mill Wastewater. *Water Environment Research* 87(7), 660-9.
- Coble, Lead, Baker, Reynolds, & Spencer. (2014). *Aquatic organic matter fluorescence*. Cambridge, United Kingdom.
- Coles, Arisi, Organ, & Veinott. (2014). Leaching of Chromium, Copper, and Arsenic from CCA-Treated Utility Poles. *Applied and Environmental Soil Science*, 2014 11. doi:10.1155/2014/167971
- L'assainissement des eaux, 2008-47 C.F.R. (2008).

- Conseil canadien des ministres de l'environnement. (2001). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: protection de la vie aquatique*. Winnipeg (Manitoba): le Conseil. Retrieved from <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/fr/index.html#void>
- Demers. (2015). *Effet des macrophytes aquatiques sur le traitement d'eau contaminée à l'ACC et au PCP*. (Université de Montréal, Montréal).
- Direction de l'eau potable et de l'eau souterraine. (2016). *Guide d'interprétation du Règlement sur la qualité de l'eau potable*. Québec. Retrieved from http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide_interpretation_RQEP.pdf
- EnviroServices. (2015a). *Échantillonnage de l'eau de précipitation*. Laval:
- EnviroServices. (2015b). *Suivi environnemental de la qualité des effluents dans le cadre de l'essai pilote de traitement des précipitations contaminées par du bois traité (PCP et ACC)*. :
- Fermor, Hedges, Gilbert, & Gowing. (2001). Reedbed evapotranspiration rates in England. *Hydrological Processes*, 15(4), 621-631. doi:10.1002/hyp.174
- Gibson, & Skett. (1986). Factors affecting drug metabolism: external factors. In N. T. Publishers (Ed.), *Introduction to Drug Metabolism* (3rd ed., pp. 256). Cheltenham, UK.
- Gorito A. M., Ribeiro A. R., Almeida C. M. R. and Silva A. M. T. (2017). A review on the application of constructed wetlands for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern listed in recently launched EU legislation. *Environmental Pollution* 227(Supplement C), 428-43.
- Gouvernement du Canada. (2013). *Recommandations pour la conception et l'exploitation des installations de préservation du bois*. : . Retrieved from https://www.ec.gc.ca/pollution/8A0440A3-9F44-4C11-947B-6A7BB07AA873/1459_DRT_2013_FRA_WEB_Final.pdf
- Gouvernement du Canada. (2014a). Tableau 3. Limites réglementaires pour l'arsenic, le chrome et le cuivre dans les plans d'eau naturels. In Chapitre B - Installations de préservation du bois à l'arséniate de cuivre et de chrome (ACC) (Ed.), : Environnement et changement climatique Canada.
- Gouvernement du Canada. (2014b). Tableau 4. Effets potentiels sur la santé de l'exposition au PCP. In Chapitre E - Installations de préservation du bois au pentachlorophénol sous pression (PCPP) (tableaux) (Ed.), : Environnement et changement climatique Canada.
- Grace, Clifford, & Healy. (2016). Performance of novel media in stratified filters to remove organic carbon from lake water. *Water Research*, 104 371-380. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.025
- Hach Company. (2007). *Chemical Oxygen Demand*. Technical sheet USA. Retrieved from <https://law.resource.org/pub/us/cfr/ibr/004/hach.8000.2007.pdf>
- Haig, Collins, Davies, Dorea, & Quince. (2011). Biological aspects of slow sand filtration: past, present and future. *Water Science and Technology: Water Supply*, 11(4), 468-472. doi:10.2166/ws.2011.076
- Haynes. (2015). Use of industrial wastes as media in constructed wetlands and filter beds - Prospects for removal of phosphate and metals from wastewater streams. *Critical Reviews*

- in *Environmental Science and Technology*, 45(10), 1041-1103. doi:10.1080/10643389.2014.924183
- Henze. (2008). Wastewater characterization. In M. Henze, M. C. M. VanLoosdrecht, G. Ekama & D. Brdjanovic (Eds.), *Biological Wastewater Treatment – Principles, Modeling, Design* (pp. 34-53). Londres, U.K.: IWA Publishing.
- Holtz, & Kovacs. (1991). *Introduction à la géotechnique* (J. Lafleur, Trans.). Montréal: Presses Internationales Polytechnique
- Huber, Hilbig, Badenberg, Fassnacht, Drewes, & Helmreich. (2016). Heavy metal removal mechanisms of sorptive filter materials for road runoff treatment and remobilization under de-icing salt applications. *Water Research*, 102 453-463. doi:https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.063
- International Water Association. (2016). Wetland Systems for Water Pollution Control. Retrieved from <https://iwa-connect.org/#/group/wetland-systems-for-water-pollution-control?view=public>
- J. Bureau, N. Delrue, G. Lacroix, Lefevre, et al. (2006). *DIOXINES - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques*. : INERIS.
- Jimenez, Gonidec, Cacho Rivero, Latrille, Vedrenne, & Steyer. (2014). Prediction of anaerobic biodegradability and bioaccessibility of municipal sludge by coupling sequential extractions with fluorescence spectroscopy: Towards ADM1 variables characterization. *Water Research*, 50 359-372. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.048
- Jin, Zimmerman, Moore, & Martin. (2014). Organic and inorganic carbon dynamics in a karst aquifer: Santa Fe River Sink *USIA system/ of the Florida Research: Biogeosciences*, 119(3), 340-357.
- Jirka, & Carter. (1975). Micro semiautomated analysis of surface and waste waters for chemical oxygen demand. *Analytical Chemistry*, 47(8), 1397-1402. doi:10.1021/ac60358a004
- Johnston, Shmagin, Frost, Cherrier, et al. (2008). Wetland types and wetland maps differ in ability to predict dissolved organic carbon concentrations in streams. *Science of The Total Environment*, 404(2-3), 326-334. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.11.005
- Kaasik, Vohla, Mõtlep, Mander, & Kirsimäe. (2008). Hydrated calcareous oil-shale ash as potential filter media for phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Research*, 42(4-5), 1315-1323. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.002
- Kadlec, & Wallace. (2009). *Treatment wetlands* (2nd ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.
- Kadlec R. H. and Zmarthie L. A. (2010). Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering* 36(7), 946-57.
- Kalache. (2014). *Enlèvement des colloïdes associés aux dioxines et furanes d'un lixiviat de site d'entreposage de bois traité*. (Rapport de stage) Montréal: Polytechnique Montréal.
- Kamrin. (1997). *Pesticide profiles: toxicity, environmental impact, and fate* : CRC Press LCC.
- Kawazu. (2005). *United States Patent No.*

- Kim. (2012). Mg/Al layered double hydroxide for bacteriophage removal in aqueous solution. *Water Science and Technology*, 66(4), 761-767. Retrieved from <http://www.iwaponline.com/wst/06604/0761/066040761.pdf>
- Kim, Li, & Grace. (2016). Predictability of physicochemical properties of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) based on single-molecular descriptor models. *Environmental Pollution*, 213 99-111. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.007>
- Knappett, Emelko, Zhuang, & McKay. (2008). Transport and retention of a bacteriophage and microspheres in saturated, angular porous media: Effects of ionic strength and grain size. *Water Research*, 42(16), 4368-4378. doi:10.1016/j.watres.2008.07.041
- Kosmulski. (2009). *Surface Charging and Points of Zero Charge*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Kosmulski. (2011). The pH-dependent surface charging and points of zero charge: V. Update. *Journal of Colloid and Interface Science*, 353(1), 1-15. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jcis.2010.08.023>
- Kuan, Lo, Wang, & Lin. (1998). Removal of Se(IV) and Se(VI) from water by aluminum-oxide-coated sand. *Water Research*, 32(3), 915-923. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00228-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00228-5)
- La Rocca B, Houeix N. and Andres S. (2010). *Arsenic et ses dérivées inorganiques - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques* (Report No. DCR-09-103112-11453A). : INERIS. Retrieved from <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2715>
- Lévesque, Demers, Brisson, & Comeau. (2017). Treatment of a mixed wood preservative leachate by a hybrid constructed wetland and a willow planted filter. *Water Science and Technology*, 76(1), 164-171. doi:10.2166/wst.2017.197
- Li, Liang, Guo, & Wu. (2006). Effect of mechanical activation on the dissolution of Panzhihua ilmenite. *Minerals Engineering*, 19(14), 1430-1438. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.mineng.2006.02.005>
- Li, Zhong, Zhao, Wang, & Liu. (2016). Adsorption of α -hydroxyoctyl phosphonic acid to ilmenite/water interface and its application in flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 490 67-73. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2015.11.015>
- Liu, Lead, & Baker. (2007). Fluorescence characterization of cross flow ultrafiltration derived freshwater colloidal and dissolved organic matter. *Chemosphere*, 68(7), 1304-1311. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.01.048>
- Liu, Li, Weng, Cui, Shi, & Wang. (2014). Effect of Al₂O₃-coated SiO₂ on properties of Al₂O₃-coated SiO₂/PI composite films. *Iranian Polymer Journal*, 23(12), 987-994. doi:10.1007/s13726-014-0294-z
- Liu, Sansalone, & Cartledge. (2005). Comparison of Sorptive Filter Media for Treatment of Metals in Runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 131(8), 1178-1186. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:8(1178)

- Lukasik, Farrah, Truesdail, & Shah. (1996). Adsorption of Microorganisms to Sand Diatomaceous Earth Particles Coated With Metallic Hydroxides. *KONA Powder and Particle Journal*, 14 87-91. doi:10.14356/kona.1996014
- M. Bisson, R. Diderich, N. Houeix, C. Hulot, et al. (2005). *Chrome et ses dérivés - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques* (Report No. DRC-01-05590-00DF253). : INERIS. Retrieved from <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/getDocument/2739>
- Mamais, Jenkins, & Prrr. (1993). A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water Research*, 27(1), 195-197. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90211-Y](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(93)90211-Y)
- Markouk Trifi. (2012). *Étude de l'élimination du chrome (VI) par adsorption sur l'alumine activé et par dialyse ionique croisée*. (Université de Tunis El-Manar, Tunis). Retrieved from http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/80/79/36/PDF/TH2012PEST1149_complete.pdf
- Maskaoui, Hibberd, & Zhou. (2007). Assessment of the Interaction between Aquatic Colloids and Pharmaceuticals Facilitated by Cross-Flow Ultrafiltration. *Environmental Science & Technology*, 41(23), 8038-8043. doi:10.1021/es071507d
- Mehdilo, Irannajad, & Rezai. (2013). Effect of chemical composition and crystal chemistry on the zeta potential of ilmenite. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 428 111-119. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2013.03.032>
- Ministère du Développement Durable. (2013). *Critère de la qualité de l'eau de surface* (Publication No. ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF)). Québec. Retrieved from http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/EAU/criteres_eau/details.asp?code=S0253
- Ministre des Approvisionnements et Services Canada. (1992). *EPS-1-RM-23 Exigences internes d'assurance de la qualité pour l'analyse des dioxines dans des échantillons prélevés dans l'environnement* (Publication No. catalogue En 49-24/1-23). : . Retrieved from <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=5ED227EE-1&printfullpage=true>
- Murphy. (1978). *Report of the Ad Hoc Study Group on Pentachlorophenol contaminants*. Washington D.C.:
- Noh, & Schwarz. (1989). Estimation of the point of zero charge of simple oxides by mass titration. *Journal of Colloid and Interface Science*, 130(1), 157-164. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0021-9797\(89\)90086-6](http://dx.doi.org/10.1016/0021-9797(89)90086-6)
- Nur, Loganathan, Nguyen, Vigneswaran, Singh, & Kandasamy. (2014). Batch and column adsorption and desorption of fluoride using hydrous ferric oxide: Solution chemistry and modeling. *Chemical Engineering Journal*, 247(0), 93-102. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.03.009>
- Nuri, Mehdilo, & Irannajad. (2014). Influence of microwave irradiation on ilmenite surface properties. *Applied Surface Science*, 311 27-32. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsusc.2014.04.187>
- Pantano, Tadini, Bisinoti, Moreira, et al. (2012). Development of a simple and versatile ultrafiltration system for the fractionation of aquatic humic substances. *Organic Geochemistry*, 43 156-161. doi:<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2011.10.002>

- Pedescoll, Sidrach-Cardona, Hijosa-Valsero, & Bécáres. (2015). Design parameters affecting metals removal in horizontal constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 80 92-99. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.035>
- Rajagopalan. (2004). *Dioxin (PCDDs) and Furan (PCDFs) - Critical Persistent Organic Pollutants (POPs)*. India: Parivesh Newsletter. Retrieved from http://cpcbenvvis.nic.in/cpcb_newsletter/Dioxin.pdf
- Reymond, & Kolenda. (1999). Estimation of the point of zero charge of simple and mixed oxides by mass titration. *Powder Technology*, 103(1), 30-36. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0032-5910\(99\)00011-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0032-5910(99)00011-X)
- Rio Tinto. (2014). Lac Tio Mine. Retrieved from http://mininglifeonline.net/company_page_7540.html
- Sanche. (2013). *Déchloration réductive de lixiviats contaminés aux produits de préservation du bois par filtre réactif*. (Mémoire, Polytechnique Montréal, Montréal).
- Schaum. (2013). *Update to An Inventory of Sources and Environmental Releases of Dioxin-Like Compounds in the United States for the Years 1987, 1995, and 2000 (2013, External Review Draft)* (Publication No. EPA/600/R-11/005A). Washington, DC:
- Secretariat of the Stockholm Convention Clearing House. (2008). Stockholm Convention Retrieved from <http://chm.pops.int/>
- Stephen H. Safe, Kutz, & Bottimore. (1988). *Scientific Basis for the Development of the International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds* (Publication No. 600-6-90-015). Washington D.C. : NATO
- Sterlitech. (2016). GE Osmonics Flat Sheet Membrane, MW, PAN, UF, CF042, 5/Pk. Retrieved from <http://www.sterlitech.com/membrane-process-development/flat-sheet-membranes/ultrafiltration-uf-membrane/ultrafiltration-uf-membrane-ymmwsp425.html>
- Subramonian, Wu, & Chai. (2017). Using one-step facile and solvent-free mechanochemical process to synthesize photoactive Fe₂O₃-TiO₂ for treating industrial wastewater. *Journal of Alloys and Compounds*, 695 496-507. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jallcom.2016.10.006>
- Sudell. (1992). *Contaminants and Remedial Options at Wood Preserving Sites*. : U.S. EPA. Retrieved from <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=30002OK5.txt>
- Tihomirova, Gavare, Mežule, Grube, & Juhna. (2011). Application of FT-IR for characterization of biomass isolated from surface and drinking water with high concentration of natural organic matter. *Environmental Engineering*, 1 13.
- Tombácz. (2009). pH-dependent surface charging of metal oxides. *Periodica Polytechnica. Chemical Engineering*, 53(2), 77.
- Truesdail, Lukasik, Farrah, Shah, & Dickinson. (1998). Analysis of Bacterial Deposition on Metal (Hydr)oxide-Coated Sand Filter Media. *Journal of Colloid and Interface Science*, 203(2), 369-378. doi:<http://dx.doi.org/10.1006/jcis.1998.5541>

- Truesdail, Westermann-Clark, & Shah. (1998). Apparatus for Streaming Potential Measurements on Granular Filter Media. *Journal of Environmental Engineering*, 124(12), 1228-1232. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(1998)124:12(1228)
- Final Water Quality Guidance for the Great Lakes System, 40 CFR parts 9, 122, 123, 131, and 132 C.F.R. (1995).
- Vahur, Teearu, Peets, Joosu, & Leito. (2016). ATR-FT-IR spectral collection of conservation materials in the extended region of 4000-80 cm⁻¹. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408(13), 3373-3379. doi:10.1007/s00216-016-9411-5
- Van den Berg, Birnbaum, Denison, De Vito, et al. (2006). The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Toxicological sciences: an official journal of the Society of Toxicology*, 93(2), 223-241. doi:10.1093/toxsci/kfl055
- Wallace. (2009, 13 avril 2009). Constructed Wetlands: How cold can you go? *Water Canada*. Retrieved from <http://watercanada.net/2009/constructed-wetlands/>
- Wand, Vacca, Kuschik, Krüger, & Kästner. (2007). Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns. *Water Research*, 41(1), 159-167. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.024>
- Wang Q. and Kelly B. C. (2017). Occurrence, distribution and bioaccumulation behaviour of hydrophobic organic contaminants in a large-scale constructed wetland in Singapore. *Chemosphere* 183(Supplement C), 257-265.
- Wojciechowska. (2013). Removal of persistent organic pollutants from landfill leachates treated in three constructed wetland systems. *Water Science and Technology*, 68(5), 1164-1172. doi:10.2166/wst.2013.316
- Yan, Yang, Zhou, Nie, Liu, & Hochella Jr. (2015). Selected emerging organic contaminants in the Yangtze Estuary, China: A comprehensive treatment of their association with aquatic colloids. *Journal of Hazardous Materials*, 283 14-23. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.09.011>
- Yang, Flynn, von der Kammer, & Hofmann. (2010). Quantifying the influence of humic acid adsorption on colloidal microsphere deposition onto iron-oxide-coated sand. *Environmental Pollution*, 158(12), 3498-3506. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.03.011>
- Yoon. (2015). *Membrane Bioreactor Processes: Principles and Applications*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group.

ANNEXES

ANNEXE A – FACTEURS D'ÉQUIVALENT TOXIQUE

Tableau A - 1 : Facteurs d'équivalence de la toxicité (FET) pour les dioxines et furanes chlorés selon l'OTAN (1988)

Congénères PCDD	FET	Congénères PCDF	FET
2,3,7,8-TCDD	1	2,3,7,8-TétraCDF	0,1
1,2,3,7,8-PentaCDD	0,5	1,2,3,7,8-PentaCDF	0,05
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	0,1	2,3,4,7,8-PentaCDF	0,5
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	0,1	1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	0,1	1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0,01	1,2,3,7,8,9-HexaCDF	0,1
OctaCDD	0,001	2,3,4,6,7,8-HexaCDF	0,1
		1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0,01
		1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	0,01
		OctaCDF	0,001

Tableau A - 2 : Facteur d'équivalence de la bioaccumulation, selon US EPA

Congénères PCDD	FEB	Congénères PCDF	FEB
2,3,7,8-TCDD	1.0	2,3,7,8-TétraCDF	0.8
1,2,3,7,8-PentaCDD	0.9	1,2,3,7,8-PentaCDF	0.2
1,2,3,4,7,8-HexaCDD	0.3	2,3,4,7,8-PentaCDF	1.6
1,2,3,6,7,8-HexaCDD	0.1	1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0.08
1,2,3,7,8,9-HexaCDD	0.1	1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0.2
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0.05	1,2,3,7,8,9-HexaCDF	0.7
OctaCDD	0.01	2,3,4,6,7,8-HexaCDF	0.6
		1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0.01
		1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	0.4
		OctaCDF	0.02

ANNEXE B – DONNÉES DE TEMPS DE POMPAGE

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2					Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12		
		événement	horaire	événement	horaire					
			h		h	min	h:min	min	h	h
03-mai-13	-	62	702,280	4705	852,040	11	0h12	-	451,09	55,94
10-mai-13	14h45	64	705,060	4795	854,820	0	19h17	-	451,48	56,15
13-mai-13	11h30	64	707,350	4868	857,115	0	53h36	-	451,98	56,41
15-mai-13	9h43	64	709,535	4937	859,300	13	11h23	392	-	56,85
15-mai-13	12h30	64	709,650	4930	859,390	14	11h59	418	452,69	56,77
17-mai-13	7h40	64	710,720	4976	860,495	28	11h19	841	452,92	56,92
17-mai-13	11h40	64	710,810	4979	860,575	29	11h35	881	452,96	56,94
23-mai-13	16h40	64	713,795	5077	863,555	77	39h21	2342	453,75	57,50
24-mai-13	7h35	64	714,065	5086	863,250	82	41h21	2487	453,94	57,63
27-mai-13	9h25	64	715,460	5133	865,215	107	50h33	3210	470,37	58,37
28-mai-13	10h40	64	715,935	5149	865,690	116	53h44	3452	480,25	58,44
31-mai-13	15h40	64	719,445	5262	869,230	20	76h9	483,8	483,80	59,50

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2				Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12	
		événement	horaire	événement	horaire				
			h		h	min	h:min	min	h
03-juin-13	8h30	64	720,920	5311	870,675	42	86h9	1331	494,21
06-juin-13	13h29	64	722,625	5370	872,38	67	97h21	2068	515,76
07-juin-13	-					panne de courant, arrêt des pompes (sauf P2)			
07-juin-13	11h45	65	723,125	5388	872,87	0	100h48	17	525,24
10-juin-13	14h00	65	724,730	5444	874,48	24	112h0	712	555,05
11-juin-13	16h30	65	725,300	5464	875,05	33	116h0	962	565,81
12-juin-13	15h53	65	725,79	5481	875,54	39	119h24	1200	576,04
13-juin-13	8h00	65	726,195	5495	875,94	45	122h1	1356	582,66
14-juin-13	15h54	65	726,890	5481	876,654	55	127h0	1664	594,01
17-juin-13	15h52	65	728,590	5578	878,335	78	138,36	2353	609,47
18-juin-13	13h40	65	729,050	5594	878,79	86	142	2576	618,46
19-juin-13	15h20	65	729,675	5615	879,41	94	146h12	2824	628,74
20-juin-13	13h37	65	730,195	5633	879,935	101	149h48	3029	636,945
21-juin-13	15h34	65	730,99	5659	880,73	110	154h40	3294	648,05

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2					Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12		
		événement	horaire	événement	horaire					
			h		h	min	h:min	min	h	h
26-juin-13	7h55	65	733,555	5745	883,275	145	172h4	4403	653,97	64,20
28-juin-13	10h08	65	735,195	5794	883,605	15	178	423	654,83	64,65
02-juil-13	15h05	65	737,360	5844	883,605	2	0h19	63	656,18	65,53
03-juil-13	10h25	65	737,665	5851	883,61	8	0h45	252	656,29	65,59
04-juil-13	9h30	65	738,010	5859	883,61	15	1h13	473	656,41	65,65
05-juil-13	7h57	65	738,35	5867	883,61	22	1h43	705	656,53	65,69
08-juil-13	8h10	65	739,74	5897	883,61	43	3h32	1426	657,02	65,9
08-juil-13	16h52	65	739,975	5902	883,61	49	3h48	1493	657,11	65,93
10-juil-13	8h38	65	740,810	5920	883,61	62	4h57	1884	657,4	66,05
11-juil-13	12h25	65	741,320	5931	883,61	71	5h40	2151	657,63	66,18
15-juil-13	8h47	65	743,090	5907	883,61	103	8h05	3066	658,15	66,35
16-juil-13	12h00	65	743,57	5982	883,61	111	8h46	3317	658,27	66,36
17-juil-13	12h25	67	743,930	5990	883,61	119	9h05	3558	658,38	66,38
19-juil-13	8h50	67	744,430	6000	883,61	135	9h43	3998	659,32	66,98
						panne de courant, arrêt des pompes (sauf P2)				

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2					Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12		
		événement	horaire	événement	horaire					
			h		h	min	h:min	min	h	h
22-juil-13	8h20	67	745,230	6017	883,61	21	10h42	655	660,61	67,92
26-juil-13	8h54	67	746,250	6038	883,61	55	12h01	1632	660,87	67,95
29-juil-13	11h48	67	747,030	6054	883,61	81	13h01	2376	661,16	68,07
31-juil-13	14h59	67	747,570	6067	883,61	99	13h42	2885	661,30	68,07
02-août-13	8h45	67	748,170	6080	883,61	113	14h32	3291	661,58	68,22
05-août-13	10h50	67	749,260	6104	883,61	138	16h03	4024	661,72	68,24
07-août-13	16h12	67	750,025	6121	883,61	156	17h03	4544	661,79	68,24
08-août-13	16h40	67	750,345	6128	883,61	165	17h28	4785	661,84	68,24
						panne de courant, arrêt des pompes (sauf P2)				
09-août-13	7h15	68	751,580	6155	883,61	13	19h11	388	661,97	68,24
13-août-13	15h15	68	751,990	6164	883,61	24	19h45	714	662,08	68,24

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2					Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12		
		événement	horaire	événement	horaire					
			h		h	min	h:min	min	h	h
15-août-13	8h50	68	752,445	6174	883,61	39	20j22	1124	662,27	68,25
16-août-13	18h00	68	752,920	6184	883,61	50	20h59	1444	662,31	68,25
20-août-13	9h25	68	754,090	6209	883,61	79	22h32	2321	662,4	68,25
23-août-13	8h40	68	754,995	6228	883,61	102	23h41	3032	662,77	68,28
26-août-13	8h30	68	756,605	6263	883,61	127	25h56	3701	663,38	68,51
30-août-13	9h45	68	758,955	6313	883,61	158	29h02	4638	664,35	69,00
03-sept-13	10h55	68	762,370	6388	883,61	189	33h43	5574	666,53	70,22
06-sept-13	9h45	68	763,920	6423	883,61	213	35h56	6263	667,16	70,54
11-sept-13	7h30	68	765,850	6467	883,61	249	38h38	7428	667,93	70,87

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2				Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12	
		événement	horaire	événement	horaire				
			h		h	min	h:min	min	h
13-sept-13	11h40	68	766,740	6487	883,61	267	39h48	7937	669,11
16-sept-13		68	767,735	6510	883,61	289	41h12	8620	669,83
20-sept-13	18h30	68			883,61				
20-sept-13	les deux pompes de la cabane 1 ont été arrêtées pour la fin de semaine et la cuve du cabanon 2 a été vidé. Les marais n'ont pas été alimenté entre 17h15 le vendredi 20 septembre et 14h00 le lundi 23 septembre.								
23-sept-13	16h30	68	769,480	6547	883,61	326	43h32	9628	672,04
23-sept-13	l'équivalent de 1200 L d'eau a été ajouté dans la cuve du cabanon 2 (vidange de l'expérience en pots)								
24-sept-13	9h00	68	769,580	6549	883,61	332	43h40	9791	672,77
25-sept-13	9h00	68	771,910	6595	883,61	340	46h42	9966	672,95
26-sept-13	9h00	68	772,910	6615	883,61	348	47h57	10182	673,53

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2					Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12		
		événement	horaire	événement	horaire					
			h		h	min	h:min	min	h	h
22-avr-14	13h15	71	820,890	7682	883,61	15	114h54	424	725,53	107,18
25-avr-14	8h00	71	822,810	7722	883,61	39	117h22	1041	726,65	107,35
07-mai-14										
13-mai-14								Installation de la nouvelle pompe IRBV (P3)		
15-mai-14	9h00	71	832,400	7939	883,61	67	131h02	1706	735,94	111,82
22-mai-14	10h00	72	836,880	8042	883,61	13	137h30	347	738,64	113,25
22-mai-14	14h33	72	837,160	8048	883,61	14	137h53	390	738,82	113,34
27-mai-14	11h46	72	841,200	8138	883,61	55	143,32	1463	741,70	114,82
27-mai-14	12h48	72	841,200	8138	883,61	56	143,32	1463	741,70	114,82
29-mai-14	9h10	72	842,100	8159	883,61	72	144h50	1887	743,07	115,49
29-mai-14	11h05	72	842,140	8160	883,6	72	144h54	1898	743,10	115,51
03-juin-14	8h50	72	845,450	8227	883,61	114	149h60	2992	745,11	116,41
03-juin-14	14h10	72	843,100	8230	883,61	116	149h48	3047	745,30	116,55
05-juin-14	9h20	72	846,270	8255	883,61	132	150h54	3445	746,70	117,35

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2					Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12		
		événement	horaire	événement	horaire					
			h		h	min	h:min	min	h	h
05-juin-14	10h00	72	846,270	8255	883,61	132	150,54	3445	796,71	117,36
11-juin-14	15h25	72	849,800	8335	883,61	183	155	4826	749,01	118,38
12-juin-14	8h43	72	850,200	8344	883,61	189	156,27	4993	749,82	118,79
12-juin-14	9h10	72	850,200	8344	883,61	189	156,27	4993	749,82	118,79
19-juin-14	9h05	72	854,370	8439	883,61	248	162,24	6535	755,30	121,85
19-juin-14	11h06	72	854,420	8440	883,61	248	162,28	6553	755,35	121,86
03-juil-14	10:08	72	860,950	8586	883,61	367	171h27	9695	762,62	125,25
03-juil-14	13:40	72	860,950	8587	883,61	368	171h28	9726	762,65	125,26
08-juil-14	9h50	72	862,730	8628	883,61					
08-juil-14	14h19	72	862,830	8630	883,61					
18-juil-14	8h30	73	868,80	8762	883,61	104	182h40	2705	769,00	128,00
18-juil-14	10h40	73	868,850	8763	883,61	104	182h44	2424	769,04	128,01
31-juil-14	09:20	72	875,860	8918	883,61	218	195h23	5555	774,47	130,44
15-août-14	10h43	72	883,780	9091	883,61	346				133,70

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2				Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12	
		événement	horaire	événement	horaire				
			h		h	min	h:min	min	h
15-août-14	14h00	72				346	203h28	8880	780,66
22-août-14	AM	73	887,47	9175	883,61	407	208h30	10463	783,39
29-août-14									
11-sept-14	9h55	73	897,96	9413	883,61	582	223h33	15160	790,68
17-sept-14	17h20					638	228h23	16669	793,43
30-sept-14	14h50	74	906,44	9615	883,61	96	236h19	2533	797,11
06-oct-14	8h05	74	908,39	9659	883,61	144	239h10	3804	798,85
23-oct-14	8h00	74	914,21	9796	883,61	293	247h27	7757	804,29
29-oct-14	13h35	74	916,32	9846	883,61	348	250h40	9211	806,20
31-oct-14	13h10	74	916,99	9862	883,61	365	251h41	9678	806,68
07-nov-14	14h15	74	919,29	9916	883,61	426	255h03	11362	808,59

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2				Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12	
		événement	horaire	événement	horaire				
			h		h	min	h:min	min	h
21-nov-14	15h30	74	923,72	10024	883,61	548	261h49	14672	812,40
29-nov-14	9h50	74	925,97	10076	883,61	605	265h06	16292	815,31
09-déc-14	8h59	74	929,35	10154	883,61	701	269h52	18911	818,33
12-déc-14	12h07								882,32
12-déc-14	12h12								156,30
min/jour						3,64		91,00	
L/min						60		4	
L/jour						218		364	
Ouverture 2015									
07-mai-15									
12-mai-15	9h55					53	275h00	1331	835,83
12-mai-15	15h20	80	933,23	10241	883,63	55	275h14	1387	835,96
15-mai-15	8h45					78	277h3	1993	837,14
15-mai-15	9h55	80	934,6	10271	883,61				
19-mai-15	9h15	80	936,07	10303	883,61	105	279h5	2914	838,11

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2				Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12	
		événement	horaire	événement	horaire				
			h		h	min	h:min	min	h h
28-mai-15	8h57	80	940,88	10410	883,61				
28-mai-15	9h13					184	285h51	4890	841,82 170,22
05-juin-15	10h25					253	292h0	6672	845,61 171,85
09-juin-15	9h19	80	947,45	10556	883,61				
09-juin-15	9h13					288	294h54	7560	848,275 173,16
09-juin-15	11h21					289	295h1	7579	848,31 173,18
10-juin-05	9h30					297	295h44	7784	
10-juin-05	10h37					298	295h48	7793	848,88 173,45
10-juin-05	10h52	80	948,04	10571	883,61				
17-juin-15	13h58	80	952,41	10669	883,61	357	301h56	9386	853,64 175,61
17-juin-15	15h01					357	301h59	9394	853,66 175,62
22-juin-15	14h45	80	955,42	10736	883,61	397	306h7	10506	856,18 176,69
30-juin-15	8h03	81	959,555	10828	883,61	9	312h09	232	859,55 178,21
15-juil-15	8h52	81	967,83	11019	883,61	171	324h05	3682	865,51 180,78

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2				Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12	
		événement	horaire	événement	horaire				
			h		h	min	h:min	min	h
17-juil-15	10h15	81	969,135	11053	883,61	212	326h20	4157	866,19
22-juil-15	9h49	81	972,2	11133	883,61				
22-juil-15	10h07					308	331h39	5318	869,44
24-juil-15	8h58	81	973,48	11167	883,61				
24-juil-15	9h08					351	333h41	5775	870,32
30-juil-15	10h00	81	977,25	11266	883,62	468	339h59	7184	873,67
07-août-15	9h00	81	982,1	11394	883,61	621	348h12	9032	876,88
07-août-15	10h00					622	348h12	9042	876,89
14-août-15	8h55					166	348h24	1700	884,025
14-août-15	9h05	81	987,895	11526	883,61				
14-août-15	10h05					167	348h24	1711	884,09

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2				Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12	
		événement	horaire	événement	horaire				
			h		h	min	h:min	min	h h
14-août-15	10h15	81	987,95	11527	883,61				
21-août-15	9h15					337	348h24	3453	889,33 191,25
21-août-15	9h20	81	993,645	11646	883,61				
21-août-15	10h40					339	348h24	3474	889,38 191,28
26-août-15	8h25	81	997,51	11728	883,61	458	348h24	4695	892,39 192,44
26-août-15	Arrêt des pompes et vidange du marais de saule au P13 à 9h10								
26-août-15	16h30								892,48 193,16
28-août-15	8h15	81	997,565	11729	883,61	506	348h24	5193	892,52 193,47
28-août-15	14h44	81	997,79	11734	883,61	514	348h24	5268	892,54 193,47

Tableau B - 1 : Données de temps de pompage (suite)

Date	Heure	Cabane 1		Cabane 2					Sortie (P13)	
		Pompe 1		Pompe 2	P1	P2	P3	P12		
		événement	horaire	événement	horaire					
			h		h	min	h:min	min	h	h
01-sept-15	8h45	81	1000,85	11800	883,61	605	348h24	6207	894,41	193,48
01-sept-15	10h45	81	1000,9	11801	883,61	607	348h24	6228	894,455	193,49
08-sept-15	14h40	81	1006,42	11914	883,61	782	348h24	8023	899,1	195,25
18-sept-15	9h10	81	1014,28	12070	883,61	1020	348h24	10464	908,75	199,015
29-sept-15	9h10	81	1023,62	12279	883,61	1288	348h24	13219	918,38	202,62
08-oct-15	9h15	81	1030,91	12423	883,61	1508	348h24	15472	912,31	205,75
15-oct-15	15h15	81	1037,67	12554	883,61	172	348h24	1763	936,19	210,08
22-oct-15	14h40	81	1042,3	12626	883,61	317	348h24	3255	955,62	217,13
29-oct-15	8h50	81	1048,39	12721	883,61	506	348h24		1002,44	228,12
06-nov-15	10h17	81	1054,81	12820	883,61	705	348h24	7230	1054,87	
12-nov-15	10h05					850	348h24	8722	1168,51	241,30
17-nov-05	10h00					972	348h24	9974	1179,35	248,20

ANNEXE C – DONNÉES DE DÉBITMÈTRE

Tableau C - 1 : Données de débitmètre et de précipitation

Date/Heure	Débit	Débit	Précipitations
	ml/d	L/d	mm
2015-05-07 00:00	0	0	0,0
2015-05-08 00:00	0	0	0,0
2015-05-09 00:00	0	0	4,0
2015-05-10 00:00	0	0	1,0
2015-05-11 00:00	0	0	23,0
2015-05-12 00:00	0	0	16,0
2015-05-13 00:00	0	0	0,0
2015-05-14 00:00	0	0	0,0
2015-05-15 00:00		600	0,0
2015-05-16 00:00		600	0,0
2015-05-17 00:00		600	0,0
2015-05-18 00:00		880	7,0
2015-05-19 00:00		600	0,0
2015-05-20 00:00		600	0,0
2015-05-21 00:00		600	0,0
2015-05-22 00:00		600	0,0
2015-05-23 00:00		600	0,0
2015-05-24 00:00		600	0,0
2015-05-25 00:00		1520	23,0
2015-05-26 00:00		720	3,0
2015-05-27 00:00		640	1,0
2015-05-28 00:00		720	3,0
2015-05-29 00:00		600	0,0
2015-05-30 00:00		800	5,0
2015-05-31 00:00		760	4,0
2015-06-01 00:00		500	0,0
2015-06-02 00:00		660	4,0
2015-06-03 00:00		500	0,0
2015-06-04 00:00		500	0,0
2015-06-05 00:00		940	11,0
2015-06-06 00:00		500	0,0
2015-06-07 00:00		500	0,0
2015-06-08 00:00		1780	32,0
2015-06-09 00:00		660	4,0
2015-06-10 00:00		700	5,0

Tableau C - 1 : Données de débitmètre et de précipitation (suite)

Date/Heure	Débit	Débit	Précipitations
	ml/d	L/d	mm
2015-06-11 00:00		500	0,0
2015-06-12 00:00		900	10,0
2015-06-13 00:00		500	0,0
2015-06-14 00:00		500	0,0
2015-06-15 00:00		540	1,0
2015-06-16 00:00		1380	22,0
2015-06-17 00:00		500	0,0
2015-06-18 23:41	497005	497	6,0
2015-06-19 23:41	554618	555	0,0
2015-06-20 23:41	408258	408	0,0
2015-06-21 23:41	496153	496	2,0
2015-06-22 23:57	494614	495	1,0
2015-06-23 23:57	457320	457	1,0
2015-06-24 23:57	384171	384	1,0
2015-06-25 23:57	395715	396	0,0
2015-06-26 23:57	398823	399	0,0
2015-06-27 23:57	420357	420	0,0
2015-06-28 23:57	1252229	1252	23,0
2015-06-29 23:57	668012	668	1,0
2015-06-30 23:57	504560	505	4,0
2015-07-01 23:57	996995	997	11,0
2015-07-02 23:57	509300	509	0,0
2015-07-03 23:57	376734	377	0,0
2015-07-04 23:57		440	0,0
2015-07-05 23:57		440	0,0
2015-07-06 23:57		440	0,0
2015-07-07 23:57		720	7,0
2015-07-08 23:57		520	2,0
2015-07-09 23:57		440	0,0
2015-07-10 23:57		440	0,0
2015-07-11 23:57		440	0,0
2015-07-12 23:57		440	0,0
2015-07-13 23:57		440	0,0
2015-07-14 23:57		480	1,0
2015-07-15 23:57		440	0,0
2015-07-16 23:57		440	0,0
2015-07-17 23:02	427794	428	1,0
2015-07-18 23:02	707387	707	12,2
2015-07-19 23:02	1202691	1203	22,0

Tableau C - 1 : Données de débitmètre et de précipitation (suite)

Date/Heure	Débit	Débit	Précipitations
	ml/d	L/d	mm
2015-07-20 23:02	705547	706	0,0
2015-07-21 23:02	1089398	1089	18,0
2015-07-22 23:02	660261	660	0,0
2015-07-23 23:02	514374	514	1,0
2015-07-24 23:02	585085	585	2,0
2015-07-25 23:02	527361	527	0,0
2015-07-26 23:02	1036265	1036	1,0
2015-07-27 23:02		500	8,2
2015-07-28 23:02		500	0,0
2015-07-29 23:02		500	0,0
2015-07-30 23:16	601382	601	3,0
2015-07-31 23:16	509977	510	5,0
2015-08-01 23:16	536979	537	1,0
2015-08-02 23:16	443667	444	0,0
2015-08-03 23:16	520017	520	2,0
2015-08-04 23:16	426351	426	0,0
2015-08-05 23:16	426462	426	0,0
2015-08-06 23:16	434787	435	0,0
2015-08-07 23:35	514043	514	0,0
2015-08-08 23:35	686899	687	0,0
2015-08-09 23:35	712540	713	0,0
2015-08-10 23:35	776750	777	0,0
2015-08-11 23:35	2453899	2454	74,0
2015-08-12 23:35		1045	6,0
2015-08-13 23:35		788	0,0
2015-08-14 23:26	959584	960	1,9
2015-08-15 23:26	646231	646	0,0
2015-08-16 23:26	537684	538	0,0
2015-08-17 23:26	514485	514	0,0
2015-08-18 23:26	655820	656	7,7
2015-08-19 23:26	704397	704	0,0
2015-08-20 23:26	636939	637	0,0
2015-08-21 23:48	1045058	1045	10,0
2015-08-22 23:48	681259	681	0,0
2015-08-23 23:48	655058	655	0,0
2015-08-24 23:48	613993	614	0,0
2015-08-25 23:48	598506	599	0,0
2015-08-26 23:57	473496	473	0,0
2015-08-27 23:57	78477	78	0,0

Tableau C - 1 : Données de débitmètre et de précipitation (suite)

Date/Heure	Débit	Débit	Précipitations
	ml/d	L/d	mm
2015-08-28 23:57	56277	56	0,0
2015-08-29 23:57	509046	509	0,0
2015-08-30 23:57	600621	601	0,0
2015-08-31 23:57	648596	649	0,0
2015-09-01 23:22	628874	629	0,0
2015-09-02 23:22	701385	701	0,0
2015-09-03 23:22	658837	659	0,0
2015-09-04 23:22	631000	631	0,0
2015-09-05 23:22	672210	672	0,0
2015-09-06 23:22	674304	674	0,0
2015-09-07 23:22	792941	793	4,0
2015-09-08 23:59	826879	827	14,0
2015-09-09 23:22		1150	0,0
2015-09-10 23:22		650	0,0
2015-09-11 23:22		650	0,0
2015-09-12 23:22		650	2,0
2015-09-13 23:22		835	4,0
2015-09-14 23:22		2475	45,0
2015-09-15 23:22		675	0,0
2015-09-16 23:22		675	0,0
2015-09-17 23:22		675	0,0
2015-09-18 23:23	676127	676	0,0
2015-09-19 23:23	1322230	1322	12,5
2015-09-20 23:23	1071783	1072	1,0
2015-09-21 23:23	773145	773	0,0
2015-09-22 23:23	757901	758	0,0
2015-09-23 23:23	771305	771	1,0
2015-09-24 23:23	748765	749	0,0
2015-09-25 23:23	703615	704	0,0
2015-09-26 23:59	795570	796	0,0
2015-09-27 23:23		700	0,0
2015-09-28 23:23		780	3,1
2015-09-29 23:53	1445228	1445	26,5
2015-09-30 23:53	1112335	1112	1,0
2015-10-01 23:53	777860	778	0,0
2015-10-02 23:53	746695	747	0,0
2015-10-03 23:53	762680	763	0,0
2015-10-04 23:53	780850	781	0,0
2015-10-05 23:53	782345	782	0,0

Tableau C - 1 : Données de débitmètre et de précipitation (suite)

Date/Heure	Débit	Débit	Précipitations
	ml/d	L/d	mm
2015-10-06 23:53	772800	773	0,0
2015-10-07 23:53	761185	761	0,0
2015-10-08 23:59	713201	713	2,7
2015-10-09 23:59	1007826	1008	3,5
2015-10-10 23:59	780965	781	0,0
2015-10-11 23:59	760610	761	0,0
2015-10-12 23:59	719519	720	0,0
2015-10-13 23:59	817880	818	3,5
2015-10-14 23:59	741980	742	0,0
2015-10-15 23:38	966078	966	9,9
2015-10-16 23:38	900784	901	11,6
2015-10-17 23:38	1245252	1245	4,1
2015-10-18 23:38	777630	778	0,4
2015-10-19 23:38	778090	778	0,0
2015-10-20 23:38	774065	774	0,0
2015-10-21 23:47	733744	734	0,0
2015-10-22 23:47	828690	829	4,0
2015-10-23 23:47	719210	719	0,0
2015-10-24 23:47	750490	750	0,0
2015-10-25 23:47	1292257	1292	17,0
2015-10-26 23:47	748420	748	0,0
2015-10-27 23:47	711160	711	0,0
2015-10-28 23:47	1630411	1630	37,0
2015-10-29 23:05	1096315	1096	4,9
2015-10-30 23:05	740140	740	1,0
2015-10-31 23:05	762450	762	0,0
2015-11-01 23:05	895160	895	5,0
2015-11-02 23:05	720820	721	0,0
2015-11-03 23:05	657379	657	1,0
2015-11-04 23:05	590853	591	0,0
2015-11-05 23:05	554334	554	0,0
2015-11-06 23:24	740518	741	1,0
2015-11-07 23:24	744740	745	0,0
2015-11-08 23:24	737610	738	0,0
2015-11-09 23:24	751755	752	0,0
2015-11-10 20:24	748880	749	0,0
2015-11-11 23:24	717830	718	0,0
2015-11-12 23:24	658718	659	16,0
2015-11-13 23:24		1030	7,0

Tableau C - 1 : Données de débitmètre et de précipitation (suite)

Date/Heure	Débit	Débit	Précipitations
	ml/d	L/d	mm
2015-11-14 23:24		1480	
2015-11-15 23:24		750	0,0
2015-11-16 23:24		750	0,0
2015-11-17 23:24		750	0,0
2015-11-18 23:24		750	0,0
2015-11-19 23:24		950	5,0
2015-11-20 23:24		870	3,0
2015-11-21 23:24		750	0,0
2015-11-22 23:24		830	2,0
2015-11-23 23:24		750	0,0
2015-11-24 23:24		801	1,3
2015-11-25 23:24		750	0,0
2015-11-26 23:24		750	

142024

142

L

m3

ANNEXE D – DONNÉES D'ÉTALONNAGE DU DÉBITMÈTRE

Tableau D - 1 : Résultats d'étalonnage du débitmètre à bascule le 8 octobre 2015

No. Test	Nb bascule	Qté	Temps	Débit	Volume	Temps remplissage	Commentaire
		ml	sec	ml/sec	ml/bascule	sec/bascule	
1	6	665	-	-	110,8	-	
2	6	650	" + lent	-	108,3	-	
3	4	430	80	5,4	107,5	20,0	
4	4	430	75	5,7	107,5	18,8	
5	6	700	49	14,3	116,7	8,2	
6	6	700	37	18,9	116,7	6,2	
7	4	470	32	14,7	117,5	8,0	
8	4	470	27	17,4	117,5	6,8	
9	6	660	86	7,7	110,0	14,3	lent
10	6	660	84	7,9	110,0	14,0	lent
11	6	695	39	17,8	115,8	6,5	rapide

Tableau D - 2 : Résultats d'étalonnage du débitmètre à bascule le 21 octobre 2015

No. Test	Nb bascule	Qté	Temps	Débit	Volume	Temps remplissage	Commentaire
		ml	sec	ml/sec	ml/bascule	sec/bascule	
1	6	670	74	9,1	111,7	12,3	
2	6	680	85	8,0	113,3	14,2	lent-moyen
3	6	730	41	17,8	121,7	6,8	rapide
4	7	885	52	17,0	126,4	7,4	rapide
5	4	455	60	7,6	113,8	15,0	lent

Tableau D - 3 : Résultats d'étalonnage du débitmètre à bascule le 26 novembre 2015

No. Test	Nb bascule	Qté	Temps	Débit	Volume	Temps remplissage
		ml	sec	ml/sec	ml/bascule	sec/bascule
1	6	795	46	17,3	132,5	7,7
2	7	870	85	10,2	124,3	12,1
3	6	735	-	-	122,5	-
4	5	645	35	18,4	129,0	7,0
5	4	465	45	10,3	116,3	11,3

Tableau D - 4 : Sommaire des résultats d'étalonnage du débitmètre à bascule

Débit ml/sec	Nb bascule/h	Volume / bascule ml
5	180	108
6		
8	257	110
8		
9	292	112
10	320	116
11		
12		
13		
14	441	117
15		118
16		
17		
17,8	527	121,7

ANNEXE E – DONNÉES MÉTÉO TRAITÉES – SAISON 2015

Légende:
Supprimé
Modifié

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min			Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)					
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-01-01 23:45		1 janvier 2015	0,3	0	0			2,4
2015-01-02 23:45	9	2 janvier 2015	0,2	0	1,1		0	0
2015-01-03 23:45	0	3 janvier 2015	12,3		0			10,7
2015-01-04 23:45	12	4 janvier 2015	25,3	0	1,5		0	13,1
2015-01-05 23:45	17	5 janvier 2015	0	0			0	0
2015-01-06 23:45	0	6 janvier 2015	2	5				2,5
2015-01-07 23:45	0	7 janvier 2015	2,7	4	0			1,2
2015-01-08 23:45	0	8 janvier 2015	0,7	7,6	0			
2015-01-09 23:45	2	9 janvier 2015	1,2	0	0			0
2015-01-10 23:45	2	10 janvier 2015	0	0	0			0
2015-01-11 23:45	0	11 janvier 2015	0	1,2	0			1,8
2015-01-12 23:45	0	12 janvier 2015	3,2	1	0			0
2015-01-13 23:45	0	13 janvier 2015	0,4	0	4,6		0	0
2015-01-14 23:45	0	14 janvier 2015	0		0		0	0
2015-01-15 23:45	0	15 janvier 2015	0	1,5	0		9	1,6
2015-01-16 23:45	2	16 janvier 2015	0,6	0	0		0	0
2015-01-17 23:45	0	17 janvier 2015	0	0	0,8		0	0
2015-01-18 23:45	2	18 janvier 2015	3,7		0,6		3	6,8
2015-01-19 23:45	5	19 janvier 2015	1,6	0	1		0	0
2015-01-20 23:45		20 janvier 2015	0	0	0		0	0
2015-01-21 23:45	0	21 janvier 2015	0	0	0		0	0
2015-01-22 23:45	0	22 janvier 2015	0	0	0		0	0
2015-01-23 23:45		23 janvier 2015	0	0	0		1	0
2015-01-24 23:45	0,3	24 janvier 2015	0	0	0,8		0	0
2015-01-25 23:45	1	25 janvier 2015	0,2	0	1,7		0	0

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-01-26 23:45	0	26 janvier 2015	0	0	9,5		0	0
2015-01-27 23:45	1	27 janvier 2015	0	0	2,6		0	0
2015-01-28 23:45	0	28 janvier 2015	0	0	0		0	0
2015-01-29 23:45	5,7	29 janvier 2015	1,5		0		14	7,4
2015-01-30 23:45	2,0	30 janvier 2015	3,9	2	0		4	0
2015-01-31 23:45	0,0	31 janvier 2015	0,2	0	0		0	0
2015-02-01 23:45	4,1	1 février 2015	0	4	11,2			1
2015-02-02 23:45	0	2 février 2015	2,3		0			1,6
2015-02-03 23:45	0	3 février 2015	0,9	0	0			0
2015-02-04 23:45	4,2	4 février 2015	3,4	6,8	0			6,4
2015-02-05 23:45	0	5 février 2015	0,2		5,2		0	0
2015-02-06 23:45	0	6 février 2015	1		0,6			0
2015-02-07 23:45	0	7 février 2015	0	0	0		0	0
2015-02-08 23:45	4,5	8 février 2015	2,9	11,2	0			3,8
2015-02-09 23:45	0	9 février 2015	0,7	0	1,1		0	0
2015-02-10 23:45	0	10 février 2015	0,2	0	0		1	0
2015-02-11 23:45	3,6	11 février 2015	0,7	9,2	0		4	4,1
2015-02-12 23:45	1,6	12 février 2015	2,1	2	0		2	2
2015-02-13 23:45	1,8	13 février 2015	0,2	0	9		0	0
2015-02-14 23:45	0	14 février 2015	0	0	3,4		0	0
2015-02-15 23:45	1	15 février 2015	0	0	0		0	0
2015-02-16 23:45		16 février 2015	0	0	0		0	0
2015-02-17 23:45	0	17 février 2015	0	0	1,2			0
2015-02-18 23:45	0	18 février 2015	0		1,6			2,8
2015-02-19 23:45	1,53	19 février 2015	2		0			2,6
2015-02-20 23:45		20 février 2015	0,9		0		0	0
2015-02-21 23:45	0	21 février 2015	2,7		16,9		3	4,8
2015-02-22 23:45	3	22 février 2015	0,4		0		0	0
2015-02-23 23:45	0	23 février 2015	0,2		0		0	0
2015-02-24 23:45	0	24 février 2015	0		0		0	0
2015-02-25 23:45	1	25 février 2015	0,2		1,7		0	0
2015-02-26 23:45	0	26 février 2015	0		0,7		0	0
2015-02-27 23:45	0	27 février 2015	0	0	0		0	0

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-02-28 23:45	0	28 février 2015	0	0	0		0	0
2015-03-01 23:45	1	1 mars 2015	0	0	2,2		0	1,1
2015-03-02 23:45	1	2 mars 2015	0	0	0		0	0
2015-03-03 23:45	0	3 mars 2015	2,5	8	0		2	4,6
2015-03-04 23:45		4 mars 2015	0,2	0	0,4		0	0
2015-03-05 23:45	0	5 mars 2015	0,7	0	0		0	0
2015-03-06 23:45		6 mars 2015	0,2		0		0	0
2015-03-07 23:45	0	7 mars 2015	0		0			0
2015-03-08 23:45	0	8 mars 2015	0,2	3	0			1,3
2015-03-09 23:45	0,85	9 mars 2015	1	0	2,4			0
2015-03-10 23:45	0	10 mars 2015	0	0	3,8		0	0
2015-03-11 23:45	5	11 mars 2015	0		0		0	0
2015-03-12 23:45	0	12 mars 2015	0		18,2		0	0
2015-03-13 23:45	0	13 mars 2015	0,2		0		0	0
2015-03-14 23:45	6,5	14 mars 2015	5,9		0		7	13,1
2015-03-15 23:45	4,14	15 mars 2015	0,7	16	0		4	0
2015-03-16 23:45	2	16 mars 2015	0,2		0			1,5
2015-03-17 23:45	2	17 mars 2015	1,2	0	0		0	0
2015-03-18 23:45	0	18 mars 2015	0,2	0	0		0	0
2015-03-19 23:45	0	19 mars 2015	0,2	0	0		0	0
2015-03-20 23:45	0	20 mars 2015	0	0	0		0	
2015-03-21 23:45	5	21 mars 2015	5,5		0			
2015-03-22 23:45	3	22 mars 2015	0,2	0	10,2		0	0
2015-03-23 23:45	5	23 mars 2015	0,2	0	0		0	0
2015-03-24 23:45	0	24 mars 2015	0	0	0		0	0
2015-03-25 23:45	1	25 mars 2015	0,2		0		0	0
2015-03-26 23:45	7	26 mars 2015	1,3	0	0		0	0
2015-03-27 23:45	1	27 mars 2015	2,6	0	5,4		0	0
2015-03-28 23:45	0	28 mars 2015	0,2	0			0	0
2015-03-29 23:45	5	29 mars 2015	0	3	11			0
2015-03-30 23:45	2	30 mars 2015	1		2,9		0	1,2
2015-03-31 23:45	0	31 mars 2015	0	0	0		0	0
2015-04-01 23:45	1	1 avril 2015	0,2		0		0	0

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-04-02 23:45	1	2 avril 2015	2,1		0		0	3,1
2015-04-03 23:45	6	3 avril 2015	4,2		0	6,4		9,9
2015-04-04 23:45	14	4 avril 2015	6,4	0	19,6		0	0
2015-04-05 23:45	1	5 avril 2015	0	0	0		0	0
2015-04-06 23:45	0	6 avril 2015	0,4		0		0	0
2015-04-07 23:45	0	7 avril 2015	0,2	0	26,2		0	0
2015-04-08 23:45	0	8 avril 2015	2,7	0	6,1			
2015-04-09 23:45	5	9 avril 2015	5,6		0			15,9
2015-04-10 23:45	7	10 avril 2015	10,9		3,2			7,2
2015-04-11 23:45		11 avril 2015	0	0	0			0
2015-04-12 23:45	0	12 avril 2015	0	0	0,7			0
2015-04-13 23:45	3	13 avril 2015		4,2	9,6	5,2		3,7
2015-04-14 23:45	6	14 avril 2015		0	9,4	0		0
2015-04-15 23:45	0	15 avril 2015	0,2	0	3,8	0		0
2015-04-16 23:45	0	16 avril 2015	0	0	0	0		0
2015-04-17 23:45	0	17 avril 2015	0	0	0	0		0
2015-04-18 23:45	0	18 avril 2015	0	0	0,3			1
2015-04-19 23:45	0	19 avril 2015	0,2	0	0			0
2015-04-20 23:45	15	20 avril 2015	10,5	31,5	0	12,8		22,8
2015-04-21 23:45	16	21 avril 2015	16,5	1	5,2	16,2		1
2015-04-22 23:45	3	22 avril 2015	2,7	3,2	9,6	2,6		3
2015-04-23 23:45	1	23 avril 2015	1,3	0	0			0
2015-04-24 23:45	0	24 avril 2015	0	0	0			0
2015-04-25 23:45	0	25 avril 2015	0	0	0			0
2015-04-26 23:45	0	26 avril 2015	0	1,1	12,6	0,2		1,1
2015-04-27 23:45	1	27 avril 2015	0,7	0	0,7	1		0
2015-04-28 23:45	0	28 avril 2015	0		0	0,2		0
2015-04-29 23:45	0	29 avril 2015	0	0	4,8	0		0
2015-04-30 23:45	0	30 avril 2015	0	0		0		0
2015-05-01 23:45	0	1 mai 2015	0	0	1,1	0	0	0
2015-05-02 23:45	0	2 mai 2015	0,2		0	0	0	0
2015-05-03 23:45	0	3 mai 2015	0,2	0	7,4	0	0	0
2015-05-04 23:45	1	4 mai 2015	0,8			1,8		0

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-05-05 23:45	0	5 mai 2015	0,2	0	0,2	0,2		0
2015-05-06 23:45	0	6 mai 2015	0	0	0	0		0
2015-05-07 23:45	0	7 mai 2015	0	0	0	0		
2015-05-08 23:45	0	8 mai 2015	0	0	0	0		0
2015-05-09 23:45	4	9 mai 2015	8,5		14,1	5		0
2015-05-10 23:45	1	10 mai 2015	1		0	0,8		5,5
2015-05-11 23:45	23	11 mai 2015	17,9		0	20,2		2,5
2015-05-12 23:45	16	12 mai 2015	9,1	15,6	0	8,8		8,8
2015-05-13 23:45	0	13 mai 2015	0	0	3,5	0,2		0
2015-05-14 23:45	0	14 mai 2015	0,2		0	0		0
2015-05-15 23:45	0	15 mai 2015	0	0	0	0		0
2015-05-16 23:45	0	16 mai 2015	0			0		0
2015-05-17 23:45	0	17 mai 2015	0,5	0	0	0		0
2015-05-18 23:45	7	18 mai 2015	9	6,2	0			12
2015-05-19 23:45	0	19 mai 2015	0	5,4	0	0		
2015-05-20 23:45	0	20 mai 2015	0	0	0	0		0
2015-05-21 23:45	0	21 mai 2015	0	1	0	0		1,1
2015-05-22 23:45	0	22 mai 2015	0,2	0	2,8			0
2015-05-23 23:45	0	23 mai 2015	0	0	0			0
2015-05-24 23:45	0	24 mai 2015	0,2	0	0	0		0
2015-05-25 23:45	23	25 mai 2015	23,5		2,3	25,2		21,2
2015-05-26 23:45	3	26 mai 2015	0	0	6,5	0		0
2015-05-27 23:45	1	27 mai 2015	0	0	0,4	0		0
2015-05-28 23:45	3	28 mai 2015	4,7	2	0	8,2		
2015-05-29 23:45	0	29 mai 2015	0,2	1,6	0	0		0
2015-05-30 23:45	5	30 mai 2015	4,2	7,6	0	4,6		6,8
2015-05-31 23:45	4	31 mai 2015	1,2	0	0	1,4		0
2015-06-01 23:45	0	1 juin 2015	1,8		0	3,2	2	0
2015-06-02 23:45	4	2 juin 2015	1,3		0,3	4	0	
2015-06-03 23:45	0	3 juin 2015	0	0		0	0	0
2015-06-04 23:45	0	4 juin 2015	0	0	0	0	0	0
2015-06-05 23:45	11	5 juin 2015		5,2	0	9,8	13	3,3
2015-06-06 23:45	0	6 juin 2015	0		0	0,2	0	0

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-06-07 23:45	0	7 juin 2015	0	22,6	0	0	18,4	21,7
2015-06-08 23:45	32	8 juin 2015	26		0	28,8	13,6	6,9
2015-06-09 23:45	4	9 juin 2015	7,7		0	12,4		8,2
2015-06-10 23:45	5	10 juin 2015	2,4	10,4	0	3,2	20	5,9
2015-06-11 23:45	0	11 juin 2015	0	0		0,2	0	0,2
2015-06-12 23:45	10	12 juin 2015	10,6	8,6	19,2	10,2	5	8
2015-06-13 23:45	0	13 juin 2015	0	0		0,2	0	0
2015-06-14 23:45	0	14 juin 2015	0	0	0	0	0	0
2015-06-15 23:45	1	15 juin 2015	0	1,6	0	0,2	0	
2015-06-16 23:45	22	16 juin 2015	24,1	23,4	0	40,6	16	
2015-06-17 23:45	0	17 juin 2015	0	0	38	0,2		0,2
2015-06-18 23:45	6	18 juin 2015	3,6	5,6	0	4	2,8	3,6
2015-06-19 23:45	0	19 juin 2015	0	0,2	0	0	0	0
2015-06-20 23:45	0	20 juin 2015	0		0	0	0	0
2015-06-21 23:45	2	21 juin 2015	19,4	2,6	0	2	7,4	0
2015-06-22 23:45	1	22 juin 2015	6,6		0	0,8		0
2015-06-23 23:45	1	23 juin 2015	1,4	1	0	5	18,6	0
2015-06-24 23:45	1	24 juin 2015	2,9	0		0,6	0	0
2015-06-25 23:45	0	25 juin 2015	0,2	0	0	0,2	0	0
2015-06-26 23:45	0	26 juin 2015	0	0	0	0	0	0
2015-06-27 23:45	0	27 juin 2015	0	3,2	0	0	2,6	1,7
2015-06-28 23:45	23	28 juin 2015	11,5	19,2	0	16,8	15,4	12,1
2015-06-29 23:45	1	29 juin 2015	0		0	0,8	0	0
2015-06-30 23:45	4	30 juin 2015	2,8		0	5	3,6	10,2
2015-07-01 23:45	11	1 juillet 2015	9,2	6,4	0	21,8		22,9
2015-07-02 23:45	0	2 juillet 2015	0		0	0		0,2
2015-07-03 23:45	0	3 juillet 2015	0	0	0	0		0
2015-07-04 23:45	0	4 juillet 2015	0	0	0	0		0
2015-07-05 23:45	0	5 juillet 2015	0	0	0	0		0
2015-07-06 23:45	0	6 juillet 2015	0		0	0		0
2015-07-07 23:45	7	7 juillet 2015	1,2		6,2	8,8		13,6
2015-07-08 23:45	2	8 juillet 2015	0,5		14,7	1,2		0
2015-07-09 23:45	0	9 juillet 2015	0		0	0		0,2

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-07-10 23:45	0	10 juillet 2015	0		0	0		0
2015-07-11 23:45	0	11 juillet 2015	0		0	0		0
2015-07-12 23:45	0	12 juillet 2015	0		0	0		0,2
2015-07-13 23:45	0	13 juillet 2015	0			0,6		0
2015-07-14 23:45	1	14 juillet 2015	0		0	0		0
2015-07-15 23:45	0	15 juillet 2015	0		1,7	0		0
2015-07-16 23:45	0	16 juillet 2015	0,5		0			0
2015-07-17 23:45	1	17 juillet 2015	5		0			10,7
2015-07-18 23:45	12,22	18 juillet 2015	1,7	22,8	0	12,1		24,5
2015-07-19 23:45	22	19 juillet 2015	41,2		0	12,9		21
2015-07-20 23:45	0	20 juillet 2015	0		0			1,3
2015-07-21 23:45	18	21 juillet 2015	30,5	26	0	10,7		24,9
2015-07-22 23:45	0	22 juillet 2015	0,2	0,4	6	0		0
2015-07-23 23:45	1	23 juillet 2015	0,5		0,8	0,2		0
2015-07-24 23:45	2	24 juillet 2015	1,1		0	0,3		0
2015-07-25 23:45	0	25 juillet 2015	3,4		0	2		7,7
2015-07-26 23:45	1	26 juillet 2015	0	0	4,6	0,4		0
2015-07-27 23:45	8,22	27 juillet 2015	1	9,6	0,4	19,8		10,3
2015-07-28 23:45	0	28 juillet 2015	0,2	0,4	9,3	0		0
2015-07-29 23:45	0	29 juillet 2015	0	0	0	0		0,2
2015-07-30 23:45	3	30 juillet 2015	4	4	0	5,8		3,7
2015-07-31 23:45	5	31 juillet 2015	0		6	0		6,3
2015-08-01 23:45	1	1 août 2015	7,2		0	2,9		0
2015-08-02 23:45	0	2 août 2015	0,2			0		1,9
2015-08-03 23:45	2	3 août 2015	0,2	0	0	0		1,2
2015-08-04 23:45	0	4 août 2015	3,2		0	5,8		0
2015-08-05 23:45	0	5 août 2015	0,2		0	0		1,8
2015-08-06 23:45	0	6 août 2015	0		0,9	0		0,2
2015-08-07 23:45	0	7 août 2015	0,3	0	0,5	0		0
2015-08-08 23:45	0	8 août 2015	0,2		0	0		0
2015-08-09 23:45	0	9 août 2015	0,5	0	0	0		0
2015-08-10 23:45	0	10 août 2015	26,8		0	3,4		45,2
2015-08-11 23:45	74	11 août 2015	45,5		0	52,4		15,7

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-08-12 23:45	6	12 août 2015	1,7		31,8	1,4		5,5
2015-08-13 23:45	0	13 août 2015	0		26,8	0		1,1
2015-08-14 23:45	1,9	14 août 2015	3,7		0,3	1,8		1,8
2015-08-15 23:45	0	15 août 2015	0,5		0	1,9		
2015-08-16 23:45	0	16 août 2015	0	0		0		
2015-08-17 23:45	0	17 août 2015	0		0	0		0,2
2015-08-18 23:45	7,65	18 août 2015	4,6		0	19,7		6,3
2015-08-19 23:45	0	19 août 2015	0,2		0	0		0
2015-08-20 23:45	0	20 août 2015	8,6		0	4,8		10,3
2015-08-21 23:45	10	21 août 2015	5,5		0	5,8		0
2015-08-22 23:45	0	22 août 2015	0		0	0		0
2015-08-23 23:45	0	23 août 2015	0		0	0		0
2015-08-24 23:45	0	24 août 2015	0		0	0		1,2
2015-08-25 23:45	0	25 août 2015	1,1		0	0		0
2015-08-26 23:45	0	26 août 2015	0		0	0		0
2015-08-27 23:45	0	27 août 2015	0		0	0,2		3,5
2015-08-28 23:45	0	28 août 2015	0		0	0		0,2
2015-08-29 23:45	0	29 août 2015	0,3		0	0		0
2015-08-30 23:45	0	30 août 2015	0	0	6,2	0		0
2015-08-31 23:45	0	31 août 2015	0	0	0	0		0,2
2015-09-01 23:45	0	1 septembre 2015	0		0	0		0
2015-09-02 23:45	0	2 septembre 2015	0	0	2,2	0		0
2015-09-03 23:45	0	3 septembre 2015	0,2		0	0		0
2015-09-04 23:45	0	4 septembre 2015	0		0	0		0
2015-09-05 23:45	0	5 septembre 2015	0,3		2,7	0		0,2
2015-09-06 23:45	0	6 septembre 2015	0		3,5	0		0
2015-09-07 23:45	4	7 septembre 2015	15,5	17,2	0	15,9		18,5
2015-09-08 23:45	14	8 septembre 2015	0	0,2	0	0		0
2015-09-09 23:45	0	9 septembre 2015	0	0	0	0,3		0
2015-09-10 23:45	0	10 septembre 2015	1,2	0	6,2	0		0,2
2015-09-11 23:45	0	11 septembre 2015	0	0,5		0		1,3
2015-09-12 23:45	2	12 septembre 2015	10,4	22,2	0	13		23,5

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-09-13 23:45	4	13 septembre 2015	29,8	38,2	27,9	18,6		
2015-09-14 23:45	45	14 septembre 2015	5,6		0	10,7		
2015-09-15 23:45	0	15 septembre 2015	0		0	0	0	0,2
2015-09-16 23:45	0	16 septembre 2015	0	0	0	0	0	0,2
2015-09-17 23:45	0	17 septembre 2015	0	0	0,5	0	0	0,2
2015-09-18 23:45	0	18 septembre 2015	0,8		0	0	0	0,2
2015-09-19 23:45	12,5	19 septembre 2015	10,1		6,9	7,7	18,2	19,8
2015-09-20 23:45	1	20 septembre 2015	0,2		0	0	0	0,2
2015-09-21 23:45	0	21 septembre 2015	0		0	0	0	0,2
2015-09-22 23:45	0	22 septembre 2015	0	0	0,2	0	0	0,2
2015-09-23 23:45	1	23 septembre 2015	0		0	0	0	
2015-09-24 23:45	0	24 septembre 2015	0		0	0	0	0
2015-09-25 23:45	0	25 septembre 2015	0	0	0	0	0	0,2
2015-09-26 23:45	0	26 septembre 2015	0	0	0	0	0	0
2015-09-27 23:45	0	27 septembre 2015	0		0	0	0	0
2015-09-28 23:45	3,075	28 septembre 2015	0,6		0	0,7	7,6	3,4
2015-09-29 23:45	26,5	29 septembre 2015	29,3		0	30,6	20,8	25,3
2015-09-30 23:45	1	30 septembre 2015	3,7		0	4,4	0	0
2015-10-01 23:45	0	1 octobre 2015	0	0	0	0	0	0
2015-10-02 23:45	0	2 octobre 2015	0		0	0	0	0
2015-10-03 23:45	0	3 octobre 2015	0	0		0	0	0
2015-10-04 23:45	0	4 octobre 2015	0			0	0	0
2015-10-05 23:45	0	5 octobre 2015	0,2		0	0	0	0

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-10-06 23:45	0	6 octobre 2015	0			0	0	0
2015-10-07 23:45	0	7 octobre 2015	0	0		0	0	0,2
2015-10-08 23:45	2,7	8 octobre 2015	0,4		1		6	6,7
2015-10-09 23:45	3,5	9 octobre 2015	6,1		0,2	6,6	0	1,1
2015-10-10 23:45	0	10 octobre 2015	0,3		0	0	0	0
2015-10-11 23:45	0	11 octobre 2015	0		0	0	0	0,2
2015-10-12 23:45	0	12 octobre 2015	0	0	0	0	0	0
2015-10-13 23:45	3,52	13 octobre 2015	2,2	3,4	0	4,8	3,8	3,4
2015-10-14 23:45	0	14 octobre 2015	0	0	0	0,2	0	0
2015-10-15 23:45	9,9	15 octobre 2015	12,4	7,2	7,2	10,6	8,7	10,5
2015-10-16 23:45	11,6	16 octobre 2015	7,5	15,8	6,1	7	12,4	15,3
2015-10-17 23:45	4,1	17 octobre 2015	6,1		1,3	6,1	0	
2015-10-18 23:45	0,4	18 octobre 2015	0,3	1,4	1,4	0	0	0,2
2015-10-19 23:45	0,0	19 octobre 2015	0,2	0	0	0	0	0
2015-10-20 23:45	0	20 octobre 2015	0	0	1,3	0	0	0
2015-10-21 23:45	0	21 octobre 2015	0		0,3	0		3,5
2015-10-22 23:45	4	22 octobre 2015	3		0	2,9	0	0
2015-10-23 23:45	0	23 octobre 2015	0	0	6,6	0	0	0,2
2015-10-24 23:45	0	24 octobre 2015	6,7		0	6,9	21,8	16,6
2015-10-25 23:45	17	25 octobre 2015	9,2	0	4,7	14,7	0	0
2015-10-26 23:45	0	26 octobre 2015	0	0	0,2	0,2	0	0
2015-10-27 23:45	0	27 octobre 2015	0,4		2,8	0	0	0
2015-10-28 23:45	37	28 octobre 2015	29,2		2,6	32,1	45	41,8
2015-10-29 23:45	4,9	29 octobre 2015	8,5	0	0	11,1	0	0
2015-10-30 23:45	1	30 octobre 2015	0		0	0,5	0	0
2015-10-31 23:45	0	31 octobre 2015	0,6		0	0		0
2015-11-01 23:45	5	1 novembre 2015	5,4		0	7,6		
2015-11-02 23:45	0	2 novembre 2015	0,5		0	0,2		
2015-11-03 23:45	1	3 novembre 2015	0,8		0	0,5		
2015-11-04 23:45	0	4 novembre 2015			3,5	0		
2015-11-05 23:45	0	5 novembre 2015			0	0		
2015-11-06 23:45	1	6 novembre 2015			3,3	1,8		
2015-11-07 23:45	0	7 novembre 2015	0		0	0,2		

Tableau E - 1 Données de météo du site de Laval en comparaison aux données des six stations avoisinantes et corrections apportées pour l'année 2015 (suite)

Somme quotidienne des données enregistrées aux 15 min		Précipitations journalières mesurées (Environnement Canada)						
	Site de Laval		Aéroport PET	Auteuil	Ste-Geneviève	Mc Tavish	St-Janvier	Rivière des Prairies
	mm		mm	mm	mm	mm	mm	mm
Date		Distance au site (km)	13,7	6,86	12,5	16,6	18,8	23,2
2015-11-08 23:45	0	8 novembre 2015	0		0	0		
2015-11-09 23:45	0	9 novembre 2015	0		0	0		
2015-11-10 23:45	0	10 novembre 2015	0		0	0		
2015-11-11 23:45	0	11 novembre 2015	0		5,4	0		
2015-11-12 23:45	16	12 novembre 2015	14,7		0,6	12,4		
2015-11-13 23:45	7	13 novembre 2015	6,1		0	9,2		
2015-11-14 23:45		14 novembre 2015	0		0	0,2		
2015-11-15 23:45	0	15 novembre 2015	0		1	0		
2015-11-16 23:45	0	16 novembre 2015	0			0,2		
2015-11-17 23:45	0	17 novembre 2015	0			0		
2015-11-18 23:45	0	18 novembre 2015	0		0,6	0		
2015-11-19 23:45	5	19 novembre 2015	7,2		1,6	9,9		
2015-11-20 23:45	3	20 novembre 2015	0		0	0,3		
2015-11-21 23:45	0	21 novembre 2015	0		0	0		
2015-11-22 23:45	2	22 novembre 2015	0,2			0,5		
2015-11-23 23:45	0	23 novembre 2015	0			0,3		
2015-11-24 23:45	1,3	24 novembre 2015	0,9		2,7	0,2		
2015-11-25 23:45	0	25 novembre 2015	0		0,2	0,2		

Tableau F - 2 : Programme analytique 2013 des filtres réactifs (Vincent, 2014)

	0	1	2	3	4A	4B	5	6	7D	7F	7H	7K	8	9	10	11	12	13
Campagne #1 (13-06-06)																		
HAP ^a			X															X
Huiles & graisses			X															X
Hydrocarbures pétroliers ^c			X															X
Métaux + Cr (VI) ^d			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Conventionnels			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Phénols ^f			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PCDD/F ^g			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Campagne #2 (13-18-07)																		
HAP ^a			X															X
Huiles & graisses			X															X
Hydro. pétroliers ^c			X															X
Métaux + Cr (VI) ^d			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Conventionnels			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Phénols ^f			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PCDD/F ^g			X	X	X	X	X	X	X	X	X						X	X
Campagne #3 (13-29-06)																		
HAP ^a			X															X
Huiles & graisses			X															X
Hydro. pétroliers ^c			X															X
Métaux + Cr (VI) ^d			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Conventionnels			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Phénols ^f			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
PCDD/F ^g			X	X	X	X	X	X	X	X	X						X	X

Tableau F – 3 : Programme analytique 2014 des filtres réactifs (suite)

	0	1	2	3	4A	4B	5	6	7D	7F	7H	7K	8	9	10	11	12	13
Campagne #2 (14-31-07)																		
HAP^a			x															x
Huiles & graisses			x															x
Hydro. pétroliers^c			x															x
Métaux² + Cr (VI)^d		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Conventionnels		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Phénols^f		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
PCDD/F^g		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Campagne #3 (14-11-09)																		
HAP^a			x															x
Huiles & graisses			x															x
Hydro. pétroliers^c			x															x
Métaux^e + Cr (VI)^d		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Conventionnels		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Phénols^f		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
PCDD/F^g		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Campagne #4 (14-23-10)																		
HAP^a			x															x
Huiles & graisses			x															x
Hydro. pétroliers^c			x															x
Métaux² + Cr (VI)^d		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Conventionnels		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Phénols^f		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
PCDD/F^g		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

^a : CMM eau usée; ^b : totale et minérales (eau); ^c : C₁₀-C₅₀ (TC, eau); ^d : incl. Hg (CMM, eau usée);

^e : inorganique; ^f : (TC, eau); ^g : (OMS,2005)

Tableau F - 4 : Programme analytique des filtres réactifs année 2015

[illegible]

Tableau F – 4 : Programme analytique des filtres réactifs année 2015 (suite)

	0	1	2	3	4A	4B	5	6	7D	7F	7H	7K	8	9	10	11	12	13	14
Campagne #3 (octobre-novembre)																			
HAP	x																x	x	
Huiles & graisses	x																x	x	
Métaux + Cr (VI)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
d																			
Conventionnels	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Phénols ^f	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
PCDD/F ^g	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

^a : CMM eau usée; ^b : totale et minérales (eau); ^c : C₁₀-C₅₀ (TC, eau); ^d : incl. Hg (CMM, eau usée); ^e : inorganique; ^f : (TC, eau); ^g : (OMS,2005)

ANNEXE G – LIMITE DE DÉTECTION MINIMUM

Tableau G - 1 : Minimum des limites de détection rapportées (LDR) par congénère pour chaque campagne d'échantillonnage

Année	2012			2013				2014				2015			Min	Moy	TEF	BEF	LDRmin * TEF	LDRmoy * TEF	LDRmin* TEF*BEF
Campagne	1	2	3	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3							
Laboratoire	Maxxam			Agat Laboratoire									Maxxam								
2,3,7,8-Tetra CDD	0,4	0,2	0,2	0,2	0,6	0,7	0,4	1	1	0,3	0,4	1	0,2	0,21	0,18	0,49	1	1	0,18	0,49	0,18
1,2,3,7,8-Penta CDD	0,6	0,2	0,2	0,2	0,7	1	0,3	0,8	1	0,3	0,5	1	0,3	0,18	0,18	0,52	1	0,9	0,18	0,52	0,162
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	0,2	0,3	0,2	0,3	0,7	1	0,5	0,7	2	0,3	0,5	2	0,3	0,17	0,17	0,65	0,1	0,3	0,017	0,07	0,0051
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	0,2	0,2	0,2	0,2	0,8	1	0,5	0,8	2	0,3	0,5	2	0,3	0,16	0,16	0,65	0,1	0,1	0,016	0,06	0,0016
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	0,3	0,2	0,2	0,3	0,7	1	0,5	0,8	2	0,3	0,5	2	0,2	0,14	0,14	0,65	0,1	0,1	0,014	0,07	0,0014
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	0,5	0,4	1	0,3	0,9	1	0,6	0,8	8	0,5	0,8	4	0,2	0,16	0,16	1,36	0,01	0,05	0,0016	0,01	0,00008
Octa CDD	3	1,7	1,8	1	1	2	4	2	14	0,9	1	4	0,4	0,28	0,28	2,65	0,0003	0,01	0,0001	0,0008	8,4E-07
2,3,7,8-Tetra CDF	0,4	0,2	0,2	0,2	0,7	0,8	0,3	0,3	0,7	0,3	0,4	0,7	0,3	0,16	0,16	0,40	0,1	0,8	0,016	0,04	0,0128
1,2,3,7,8-Penta CDF	0,2	0,2	0,2	0,4	0,8	0,8	0,3	0,6	0,9	0,5	0,5	1	0,2	0,12	0,12	0,47	0,03	0,2	0,0036	0,01	0,00072
2,3,4,7,8-Penta CDF	0,2	0,2	0,2	0,3	0,7	0,6	0,4	0,6	0,8	0,2	0,4	0,9	0,2	0,13	0,13	0,41	0,3	1,6	0,039	0,12	0,0624
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	0,2	0,2	0,2	0,3	0,5	0,6	0,3	2	1	0,3	0,5	1	0,1	0,12	0,12	0,53	0,1	0,08	0,012	0,05	0,00096
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	0,2	0,1	0,2	0,1	0,5	0,6	0,3	0,4	1	0,3	0,3	1	0,1	0,10	0,1	0,37	0,1	0,2	0,01	0,04	0,002
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5	0,6	0,3	0,5	1	0,3	0,4	1	0,2	0,12	0,12	0,41	0,1	0,7	0,012	0,04	0,0084
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	0,2	0,2	0,2	0,2	0,6	0,8	0,4	0,8	2	0,5	0,7	2	0,2	0,13	0,13	0,63	0,1	0,6	0,013	0,06	0,0078
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	0,3	0,2	0,4	0,3	0,7	0,6	0,4	0,6	3	0,4	0,4	1	0,3	0,13	0,13	0,61	0,01	0,01	0,0013	0,006	0,000013
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	0,3	0,2	0,3	0,3	1	0,9	0,8	0,9	2	0,5	0,6	2	0,3	0,15	0,15	0,73	0,01	0,4	0,0015	0,007	0,0006
Octa CDF	0,6	0,2	0,2	0,4	1	2	0,7	8	2	1	3	4	0,3	0,17	0,17	1,68	0,0003	0,02	0,00005	0,0005	1,02E-06
Limites de détection minimum et moyenne (pg TEQ/L):																			0,52	1,60	0,45

ANNEXE H – CALCUL DU CRITÈRE A

Tableau H - 1 : Calcul du critère A et dépassements par zone du marais

Congénères	Unités	Limite de détection (LD)	7D - Anaérobic	7F - Aérobie	7H - Scorie	7K - Tourbe	FET-OMS ²	FET - OTAN ³	Unités	Critère A LD*FET-OMS	Critère B	Critère C	7D - Anaérobic	7F - Aérobie	7H - Scorie	7K - Tourbe
2,3,7,8-Tetra CDD	ng/kg	0,2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	1	1	ng ÉT/kg	0,2	-	-	-	-	-	-
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg	0,3	0,40	<0.2	<0.3	<1	1	0,5	ng ÉT/kg	0,3	-	-	0,4	-	-	-
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg	0,2	0,7	0,4	0,3	<1	0,1	0,1	ng ÉT/kg	0,02	-	-	0,07	0,04	0,03	-
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg	0,2	1,4	0,7	0,3	<2	0,1	0,1	ng ÉT/kg	0,02	-	-	0,14	0,07	0,03	-
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg	0,2	1,3	0,7	0,3	<2	0,1	0,1	ng ÉT/kg	0,02	-	-	0,13	0,07	0,03	-
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg	0,7	33	15,5	7,0	5	0,01	0,01	ng ÉT/kg	0,007	-	-	0,33	0,155	0,07	0,05
Octa CDD	ng/kg	1	153	104	29	25	0,0003	0,001	ng ÉT/kg	0,0003	-	-	0,0459	0,0312	0,0087	0,0075
2,3,7,8-Tetra CDF	ng/kg	0,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.7	0,1	0,1	ng ÉT/kg	0,01	-	-	-	-	-	-
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg	0,2	<0.2	0,1	<0.2	<0.6	0,03	0,05	ng ÉT/kg	0,006	-	-	-	0,003	-	-
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg	0,1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.6	0,3	0,5	ng ÉT/kg	0,03	-	-	-	-	-	-
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg	0,3	0,3	<0.3	<0.3	<1	0,1	0,1	ng ÉT/kg	0,03	-	-	0,03	-	-	-
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg	0,2	0,3	<0.3	<0.2	<1	0,1	0,1	ng ÉT/kg	0,02	-	-	0,03	-	-	-
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg	0,3	0,4	<0.3	<0.3	<1	0,1	0,1	ng ÉT/kg	0,03	-	-	0,04	-	-	-
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg	0,5	<0.5	<0.4	<0.5	<2	0,1	0,1	ng ÉT/kg	0,05	-	-	-	-	-	-
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg	0,3	5,9	3,9	0,7	<1	0,01	0,01	ng ÉT/kg	0,003	-	-	0,059	0,039	0,007	-
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg	0,6	<0.6	<0.4	<0.6	<2	0,01	0,01	ng ÉT/kg	0,006	-	-	-	-	-	-
Octa CDF	ng/kg	0,9	16,3	11,3	1	4	0,0003	0,001	ng ÉT/kg	0,00027	-	-	0,00489	0,00339	0,0003	0,0012
Somme									ng ÉT/kg	0,75	15	750	1,280	0,41	0,18	0,06

ANNEXE I – RÉSULTATS D'ANALYSE EN ALUMINIUM – SABLE

Tableau I - 1 : Concentration en aluminium dans le microsable avant (MS-HCl) et après (MS-Al) le traitement pour le calcul de la masse de l'enrobage d'aluminium

Méthode		Analyse chimique ¹		ESEM ²		Analyse chimique ¹	
Traitement		MS - HCl	MS - Al	MS - HCl	MS - Al	MS - HCl	MS - Al
Cuvée	Masse totale g	% Al	% Al	% Al	% Al	masse Al g	masse Al g
D	224,6	1,16	2,01	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	2,62	4,5
E	349,8	1,19	1,58	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	4,15	5,5
F	315,7	1,16	1,43	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	3,68	4,5
G	156,5	1,25	1,96	1,73	2,23	1,95	3,1
H	457,2	1,29	1,73	<i>n.d.</i>	<i>n.d.</i>	5,90	7,9
Total	1503,7					18,3	25,5
% Al moyen pondéré						1,22%	1,70%
mg Al/ g SiO₂						12,2	17,0
Δ mg Al/ g SiO₂							4,8

¹ Les analyses chimique ont été réalisées par ICP-MS

² Les résultats d'ESEM sont présentés à titre comparatif

ANNEXE J – CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX DE FILTRATION

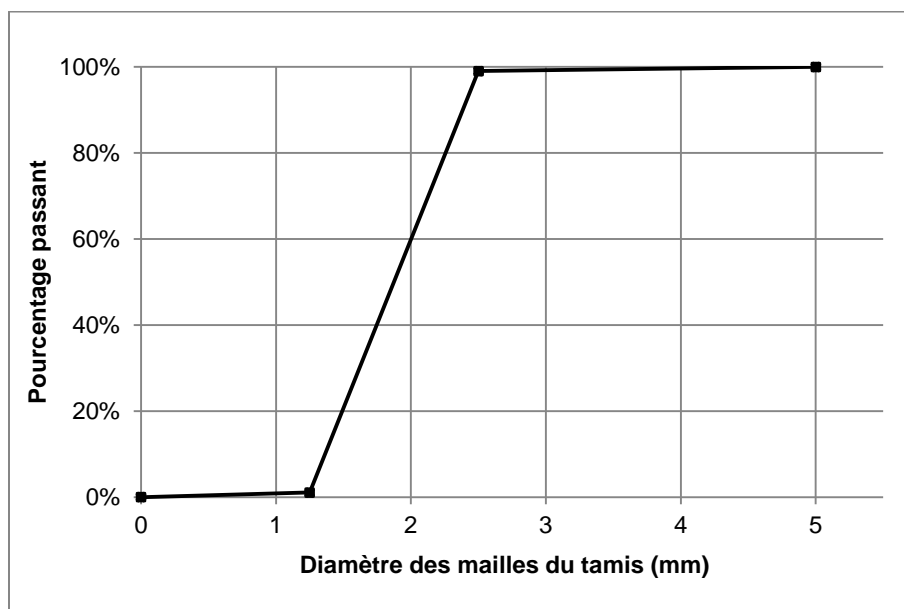


Figure J - 1 : Courbe granulométrique de l'alumine activée – Grade A filtration (Scuba Filtration)
 $\frac{1}{4}$ po

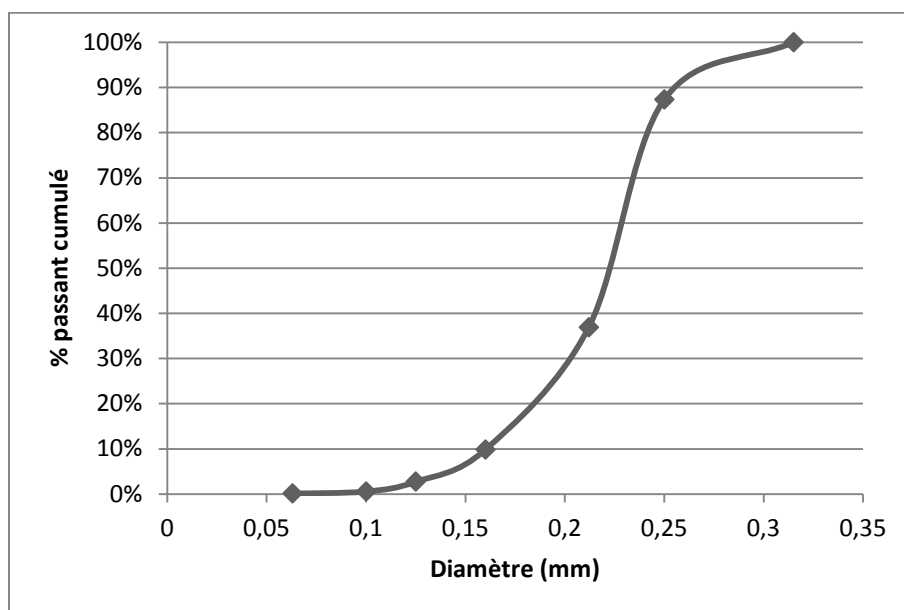


Figure J - 2 : Courbe granulométrique de l'ilménite

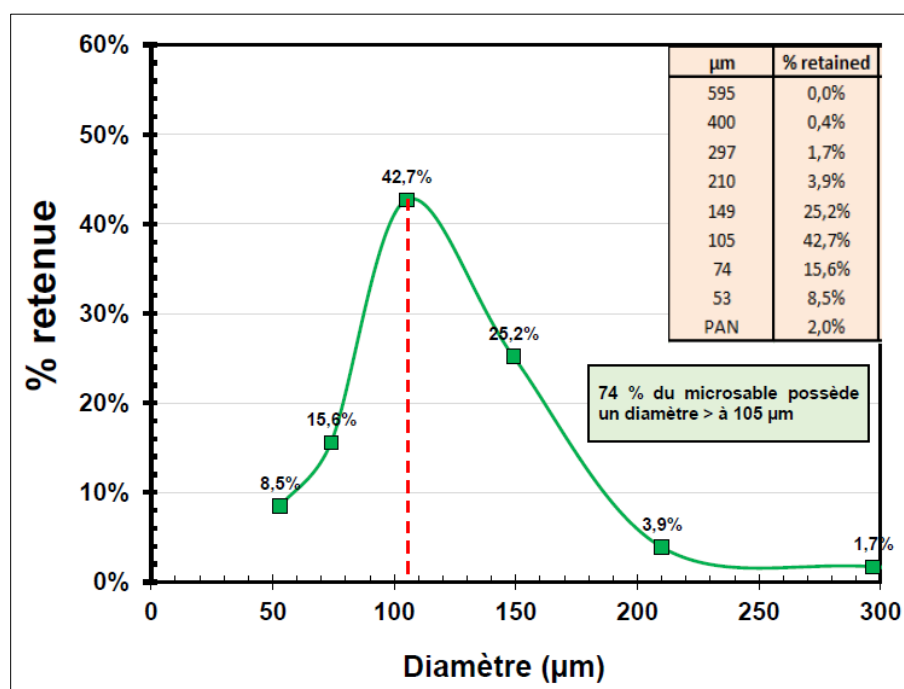
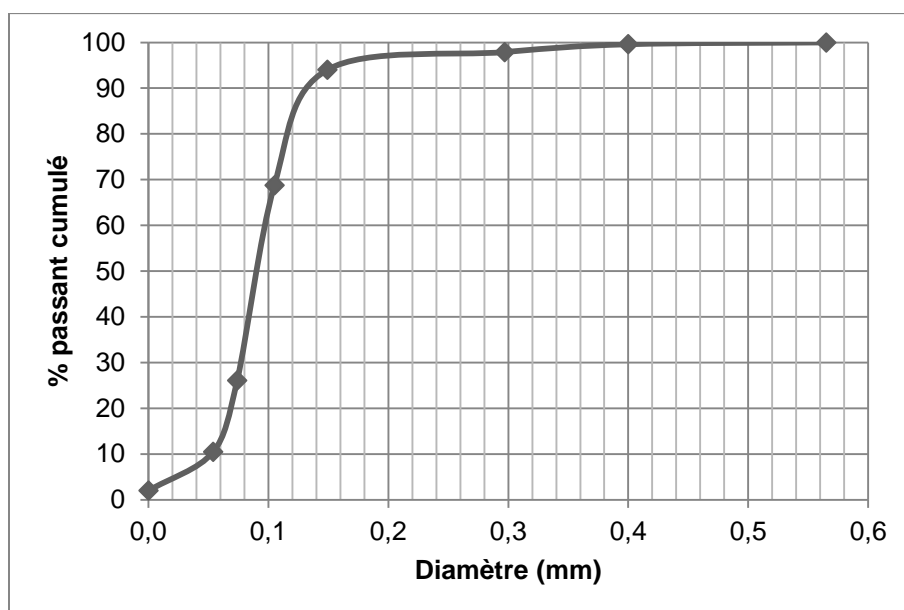


Figure J - 3 : (A) Courbe granulométrique du microsable Actiflo® calculé à partir de (B) la granulométrie effectuée au laboratoire MBI en 2013, graphique obtenu avec la permission de Mathieu Lapointe.